

Einfluss von Seemorphologie, Habitatstruktur und Versauerung auf die Fischgemeinschaft in einem großen mesotrophen Braunkohletagebausee

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum agriculturalarum

(Dr. rer. agr.)

eingereicht an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät
der Humboldt-Universität zu Berlin

von

Dipl.-Biol. Olaf Prawitt

Präsident der Humboldt-Universität zu Berlin:

Prof. Dr. J.-H. Olbertz

Dekan der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät:

Prof. Dr. Dr. h.c. F. Ellmer

Gutachter:

1. Prof. Dr. Frank Kirschbaum

2. PD Dr. Franz Hölker

3. Prof. Dr. Thomas U. Berendonk

Tag der mündlichen Prüfung: 15. Juni 2011

Zusammenfassung

Durch die Flutung stillgelegter Tagebaue entstehen zahlreiche Seen in den ostdeutschen Braunkohlerevieren. Sie sind überwiegend groß, oligo- bis mesotroph, und ihr Litoral ist nur in geringem Umfang durch Makrophyten strukturiert. Viele von ihnen sind versauert oder versauerungsgefährdet. In einer Feldstudie wurden (1) die Auswirkung von Seemorphologie und Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees, eines 1050 ha großen mesotrophen Tagebausees, und (2) die Säuretoleranz einheimischer Fischarten unter den hydrochemischen Bedingungen der geogen versauerten Tagebauseen untersucht.

Die Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees wurde von Barschen (*Perca fluviatilis*) und Plötzen (*Rutilus rutilus*) dominiert, wobei die verschiedenen Barsch- und Plötzengrößenklassen ihre Habitate durch Nutzung verschiedener Tiefenbereiche des Litorals segregierten. Innerhalb der flachen Litoralbereiche waren juvenile Plötzen und juvenile Güstern deutlich stärker auf die wenigen Makrophytenbestände fixiert als juvenile Barsche. Die Habitatwahl der Barsche zeigt, dass diese in mesotrophen Seen wahrscheinlich eher von den guten Sichtverhältnissen als von der strukturellen Komplexität submerser Makrophytenbestände profitieren. Als Ursache für die unterschiedliche Habitatwahl juveniler Barsche, Plötzen und Güstern wird postuliert, dass diese generell verschiedene Habitatwahlstrategien verfolgen. Während der entscheidende Parameter für die Habitatwahl juveniler Barsche die Optimierung der Energieaufnahme ist, folgen juvenile Plötzen und Güstern vorrangig einer Räubervermeidungsstrategie und sind daher sehr viel stärker auf strukturreiche Bereiche angewiesen.

Die kritischen pH-Untergrenzen für die einzelnen Fischarten entsprachen weitgehend den publizierten Ergebnissen aus regenversauerten Weichwasserseen. Vermutlich wurde in den Tagebauseen der Säurestress, den die erhöhte Al-Konzentration von bis zu 0,6 mg/L verursachte, durch die ebenfalls erhöhte Ca-Konzentration kompensiert..

Schlagwörter:

Braunkohletagebausee, Versauerung, Säuretoleranz, Habitatstruktur, Fischgemeinschaft, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*

Abstract

Numerous post-mining lakes are created by flooding the pits remaining from open-cast lignite mining in eastern Germany. They are typically large, oligo- or mesotrophic and only sparsely structured by macrophytes. Many of them are acidified or at risk of acidification. The aim of this study was (1) to determine the effects of lake morphology and habitat structure on the fish community of Lake Senftenberg, a large mesotrophic post-mining lake, and (2) to determine the acid tolerance of indigenous fish species under the hydrochemical conditions of geogenically acidified post-mining lakes.

The most abundant fish species in Lake Senftenberg were Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*). Different size classes of both species segregated along a depth gradient within the littoral zone. Unvegetated shallow littoral areas (depth 1-3 m) were mainly used by juvenile perch, whereas juvenile roach and juvenile white bream (*Blicca bjoerkna*) preferred macrophyte stands. This indicates that the structural complexity of submersed macrophytes is not the key factor favouring perch over roach under mesotrophic conditions. Instead, low turbidity is probably the most important factor. The habitat choice of juvenile perch, roach and white bream is suggested to reflect different habitat selection strategies. Whereas habitat selection of juvenile perch is predominantly driven by maximisation of food consumption rates, juvenile roach and juvenile white bream aim at minimising predation risk. Consequently, they are much more dependent on structurally complex habitats.

The critical lower pH-thresholds of the fish species investigated in this study were similar to the values derived from soft water lakes affected by acid rain. The deleterious effects of elevated Al-concentrations (up to 0.6 mg/L) in the post-mining lakes were probably mitigated by high Ca-concentrations.

Keywords:

post-mining lake, acidification, acid tolerance, habitat structure, fish community, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde in der Abteilung Biologie und Ökologie der Fische des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) in Berlin erstellt. Sie entstand im Rahmen des BMBF-Projekts (FKZ 0339672) „Struktur und Funktion von Fischbiozönosen in Tagebaurestseen der Lausitz“. Ich möchte mich bei meinen ehemaligen Kolleginnen und Kollegen für die Unterstützung und Kameradschaft bedanken, die sie mir entgegengebracht haben. Darüber hinaus gilt mein besonderer Dank denjenigen, die maßgeblich zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben:

Herr Prof. Dr. Frank Kirschbaum leitete das BMBF-Projekt. Ich danke ihm für die guten Arbeitsbedingungen, die vertrauensvolle Zusammenarbeit und die Begutachtung der vorliegenden Arbeit.

Alexander Türck war das Fundament des Projekts. Er war immer da, wenn er gebraucht wurde und half unermüdlich bei der Probenahme und Probenaufarbeitung. Ohne seine Hilfe wäre die Durchführung der vorliegenden Arbeit in diesem Umfang nicht möglich gewesen.

Dr. Karen Duis danke ich für die gute und verlässliche Zusammenarbeit, die Unterstützung bei der chemischen Analytik, die Durchsicht des Manuskripts und die hieraus resultierenden hilfreichen Anmerkungen.

Dr. Robert Radke half mit seinen hilfreichen Anmerkungen ebenfalls, das Manuskript zu verbessern.

Detlef Franek überließ mir dankenswerterweise seine Makrozoobenthosdaten und untersuchte die Mägen der Fische aus dem Olbasee.

Dem Chemielabor des IGB danke ich für die Durchführung der chemischen Analysen und Heike Fortmann von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt für die Fraktionierung des Aluminiums aus den Wasserproben des Senftenberger Sees.

Robert Arlinghaus und Jan Baer (inzwischen schon Prof. Dr. bzw. Dr.) halfen bei der Alters- und Wachstumsbestimmung der Fische, Christian Polleichtner beim Auszählen des Zooplanktons.

Dr. Florian Werner vom Dresdner Grundwasserforschungszentrum (DGFZ) überließ mir dankenswerterweise die von ihm erstellte digitale Tiefenkarte des Senftenberger Sees.

Das Landesumweltamt Brandenburg stellte mir wasserchemische Daten und Pegeldaten zum Senftenberger See zur Verfügung. Dr. Dieter Leßmann (BTU Cottbus) versorgte mich mit unveröffentlichten Messdaten zum Senftenberger See und zum Erika-See.

Jean Signer vom Referat Fischerei des Sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie lieferte den Hinweis auf die Barsche im Olbasee und überließ mir die wasserchemischen Daten des Olbasees.

Mein ganz besonderer Dank gilt Susanne, die mich nicht nur während der langen Zeitdauer dieser Arbeit mit Rat und Tat unterstützt hat, sondern auch viel Geduld aufbringen und auf viele gemeinsame Aktivitäten verzichten musste.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	I
Abstract.....	II
Danksagung.....	III
Inhaltsverzeichnis.....	V
1 Einleitung	1
1.1 Die Braunkohletagebauseen.....	1
1.2 Säuretoleranz der Fische unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Tagebauseen	3
1.3 Einfluss von Seemorphologie und Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft	9
2 Material und Methoden	15
2.1 Untersuchungsgewässer	15
2.1.1 Senftenberger See	15
2.1.2 Olbasee und Erika-See	21
2.2 Physikalisch-chemische Parameter	24
2.3 Strukturelle Komplexität.....	24
2.4 Sedimentbeschaffenheit	25
2.5 Zooplankton	25
2.6 Zoobenthos.....	27
2.7 Fische	27
2.7.1 Befischungsmethode	27
2.7.2 Berechnung der Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaft	30
2.7.3 Altersbestimmung und Längenrückberechnungen.....	33
2.7.4 Nahrungsuntersuchungen	34
2.8 Statistische Analyse.....	37
3 Ergebnisse	39
3.1 Säuretoleranz der Fische unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Tagebauseen	39
3.1.1 Senftenberger See: Verteilung innerhalb des pH-Gradienten.....	39
3.1.2 Senftenberger See: Auswirkung der zunehmenden Versauerung einer Inselbucht auf die Fischfauna.....	42
3.1.3 Senftenberger See: Auswirkung der pH-Absenkung 1994/1995 auf die Fischfauna	44
3.1.4 Fischfauna des Olbasees	48
3.1.5 Verteilung der Fischfauna im Erika-See	50

3.2	Einfluss von Seemorphologie und Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees	52
3.2.1	Physikalisch-chemische Parameter in den nicht versauerten Seebereichen.....	52
3.2.2	Makrophyten	57
3.2.3	Sedimentbeschaffenheit und strukturelle Komplexität der Messstellen	59
3.2.4	Zooplankton	61
3.2.5	Zoobenthos	63
3.2.6	Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaft	66
3.2.7	Wachstum	68
3.2.7.1	Barsch.....	68
3.2.7.2	Plötze	70
3.2.8	Habitatwahl in den nicht versauerten Seebereichen.....	71
3.2.8.1	Tagesperiodische Aktivitätsmuster der Fischgemeinschaft.....	71
3.2.8.2	Fischzönotische Validierung der Messstellenzuordnung zu Habitattypen	73
3.2.8.3	Höhe der Einheitsfänge in den verschiedenen Habitattypen.....	76
3.2.8.4	Habitatspezifische Zusammensetzung der Fischgemeinschaft	77
3.2.8.5	Verteilungsmuster und Nahrungszusammensetzung der einzelnen Fischarten	83
3.2.8.6	Habitatspezifische Begegnungswahrscheinlichkeit mit einem Räuber.....	118
4	Diskussion	123
4.1	Säuretoleranz der Fische unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Tagebauseen	123
4.1.1	Schlussfolgerungen	137
4.2	Einfluss von Seemorphologie und Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft.....	138
4.2.1	Steuergrößen für die Struktur und Funktion der Fischgemeinschaft.....	139
4.2.1.1	Prädation und Konkurrenz	139
4.2.1.2	Strukturelle Komplexität	152
4.2.1.3	Seemorphologie.....	161
4.2.2	Schlussfolgerungen	165
5	Zusammenfassung.....	169
	Literatur.....	175
	Anhang	203

1 Einleitung

1.1 Die Braunkohletagebauseen

In Deutschland wird der Braunkohlebergbau mehr als 500 Tagebauseen hinterlassen, von denen etwa 110 eine Fläche von mehr als 50 ha und 12 eine Fläche von mehr als 1000 ha aufweisen werden (NIXDORF et al. 2001, ROSE 2009). Die bedeutendsten Braunkohlereviere sind das Lausitzer Bergbaurevier in Brandenburg und Ostsachsen, das Mitteldeutsche Bergbaurevier in Westsachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen sowie das Rheinische Bergbaurevier in Nordrhein-Westfalen (Abb. 1). Auf diese drei Bergbaureviere entfallen etwa 98% der deutschen Braunkohlegewinnung (GERSTNER et al. 2002).

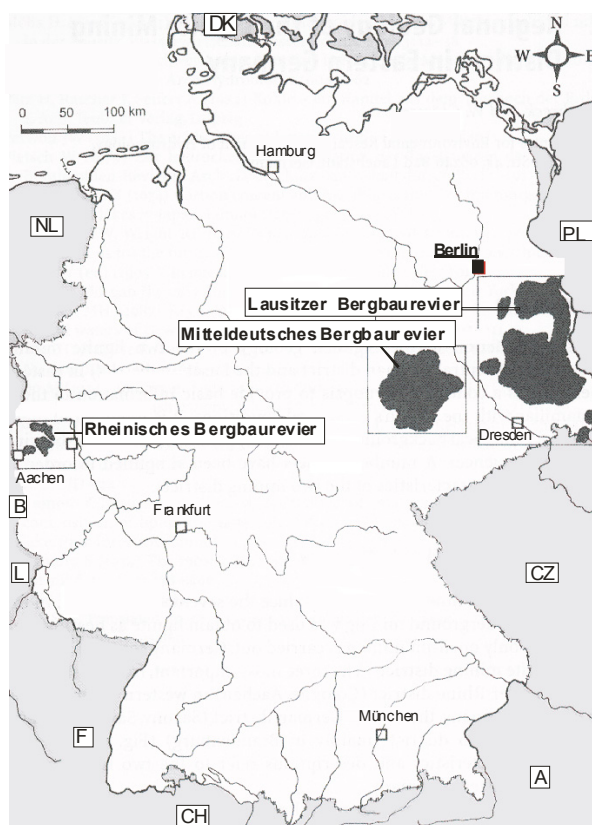


Abb. 1: Lage der drei bedeutendsten deutschen Braunkohlereviere.

Die entstehenden Seen sind für deutsche Verhältnisse groß; einige von ihnen, wie der Tagebausee Hambach und der Tagebausee Garzweiler im Rheinischen Bergbaurevier, werden mit Wasserflächen von bis zu 38 km² und Wassertiefen bis zu 450 m (ROSE 2009) sogar zu den größten und tiefsten Seen Mitteleuropas zählen.

Während diese größten deutschen Tagebauseen erst nach 2050 im Rheinischen Bergbaurevier entstehen werden, begann die Flutung vieler Tagebaue im Lausitzer und Mitteldeutschen

Bergbaurevier bereits ab 1990 mit der drastischen Reduktion der Braunkohleförderung auf dem Gebiet der ehemaligen DDR. In diesen beiden Bergbaurevieren entstehen bis zum Jahr 2050 etwa 90 der rund 110 deutschen Braunkohletagebauseen mit Wasserflächen > 50 ha (NIXDORF et al. 2001). Dabei entfallen 88% der entstehenden Gewässerfläche auf Seen mit einer Fläche zwischen 250 und 1840 ha. Die maximale Tiefe der Seen > 250 ha wird 22-78 m und die mittlere Tiefe meist mehr als 10 m betragen (RÜMMLER 2001, RÜMMLER et al. 2003a). Dementsprechend werden sie im Sommerhalbjahr thermisch stabil geschichtet sein. Der prognostizierte oder bereits messbare Trophiegrad ist bei nahezu allen größeren Seen in den drei Bergbaurevieren oligo- oder mesotroph (RÜMMLER et al. 2003a, ROSE 2009, SCHULTZE et al. 2010).

Die Braunkohletagebauseen zeigen vielfältige Morphologien, die in erster Linie das Resultat der Lagerstättencharakteristik, der eingesetzten Abbautechnologie und der Sanierungsmaßnahmen zur Gewährleistung der geotechnischen Sicherheit sind (LESSMANN & NIXDORF 2001). Bei einer maximalen Ausbeutung der Bodenschätze führt der Abbau von Braunkohle im Tagebau häufig zu steilscharigen, tiefen Becken mit einer geringen Uferentwicklung und sehr schmalen Litoralbereichen. Neben diesen einfachen Hohlformen gibt es aber auch Tagebauseen, in denen aus ehemaligen ausgedehnten Kippenoberflächen großflächige Flachwasserbereiche oder Inseln entstehen. Darüberhinaus existieren weitere morphologische Sonderarten wie beispielsweise Tagebauseen, in denen sich tiefe und schmale Randschläuche mit Flachwasserbereichen abwechseln (NIXDORF et al. 2001, UHLMANN et al. 2001).

In Bezug auf die Größe, die Tiefe und den Nährstoffgehalt sind die Tagebauseen im Lausitzer und Mitteldeutschen Revier mit den tiefen, nährstoffarmen glazialen Seen des Norddeutschen Tieflandes wie beispielsweise dem Stechlinsee vergleichbar. Es gibt jedoch einige grundlegende Unterschiede zu den natürlichen Seen:

- Zahlreiche Tagebauseen sind geogen versauert. Diese Problematik ist im Lausitzer Bergbaurevier sehr weit verbreitet, während sie im Mitteldeutschen Bergbaurevier seltener auftritt (LEßMANN & NIXDORF 2002, SCHULTZE et al. 2010).
- In den pH-neutralen Tagebauseen führt das Vorhandensein von Flachwasserzonen häufig nicht zur Ausbildung von ausgedehnten Röhrlichtzonen und dichten submersen Makrophytenbeständen, so dass hier die in klaren Seen häufig auftretende hohe strukturelle Komplexität (PHILLIPS et al. 1978, SCHEFFER 1998) fehlt.
- Als Folge der Abbautechnologie unterscheidet sich die Seemorphologie häufig maßgeblich von der Morphologie natürlicher Seen. Morphologische Charakteristika der Tagebau-

seen sind ausgedehnte sandige Litoralbereiche sowie ausgeprägte Tiefenunterschiede auf kleinstem Raum.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Erkenntnisse darüber zu erlangen, welche Fischgemeinschaft sich unter diesen speziellen Bedingungen der Braunkohletagebauseen ausbildet, wie sie strukturiert ist, und welche intra- und interspezifischen Wechselwirkungen auftreten.

1.2 Säuretoleranz der Fische unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Tagebauseen

Die Kohleflöze in der Lausitz und im Mitteldeutschen Revier werden von teilweise hohen Konzentrationen der sulfidischen Eisenerze Pyrit und Markasit begleitet (REICHEL & UHLMANN 1995, NIXDORF et al. 2001). Der Tagebaubetrieb bringt diese Eisendisulfide, die unter Luftabschluss im grundwassergefüllten Raum stabil waren, in Kontakt mit Luftsauerstoff. Dabei oxidieren sie über mehrere Schritte letztendlich zu Eisen(III)hydroxid und Schwefelsäure. Als Ergebnis der Eisendisulfidverwitterung ist das Wasser grundwassergefüllter Tagebauseen durch einen generell hohen Elektrolytgehalt sowie hohe Sulfat- und Eisengehalte gekennzeichnet (UHLMANN et al. 2001). Der pH-Wert, der sich einstellt, wird maßgeblich von der Ausgangskonzentration an Eisendisulfid sowie der Pufferkapazität der Deckschichten bestimmt (SCHULTZE et al. 2010). In der Lausitz liegen meist hohe Konzentrationen an Eisendisulfid vor, während die Deckschichten in der Regel nur eine sehr geringe Pufferkapazität aufweisen (SCHRECK & GLÄSSER 1998). Hieraus resultieren in den Tagebauseen pH-Werte von 2-4 (LEßMANN & NIXDORF 1997, GELLER et al. 1998), die jahrzehntelang Bestand haben können. Im Mitteldeutschen Revier sind die Konzentrationen an Pyrit und Markasit meist niedriger als in der Lausitz. Zusätzlich wird die entstehende Säure häufig durch Carbonate in den Deckschichten abgepuffert (SCHRECK & GLÄSSER 1998). Dennoch ist die Versauerungsgefahr auch im Mitteldeutschen Revier so hoch, dass ungefähr die Hälfte der grundwassergefüllten Tagebauseen versauert ist oder es ohne die Durchführung neutralisierender Maßnahmen wäre (SCHULTZE et al. 2010).

Die angestrebte Nutzung der Tagebauseen als Bade-, Wassersport- und Fischereigewässer ist in den stark sauren Gewässern nicht oder nur eingeschränkt zu realisieren. Deshalb werden die Seen im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Möglichkeiten zusätzlich zu dem aufsteigenden Grundwasser mit neutralem Oberflächenwasser geflutet (LUCKNER & EICHHORN 1996). Neben der angestrebten Neutralisierung des pH-Wertes bewirkt diese schnelle Flutung auch einen Schutz der Böschungen vor Rutschungen, Abbrüchen und Erosion (LUCKNER et

al. 1997, UHLMANN et al. 2001, SCHULTZE & KLAPPER 2004). Selbst bei Flutung mit phosphorreichem Flusswasser stellen sich in der Regel oligo- oder mesotrophe Zustände ein, da die großen und über das Grundwasser beständig nachgelieferten Eisen- und Aluminiummengen über effektive Flockungs- und Fällmechanismen zu einer hohen Phosphorfestlegung in den Sedimenten führen (NIXDORF et al. 2001, SCHULTZE et al. 2010).

Die Flutung mit Oberflächenwasser ist jedoch keine Gewährleistung für langfristig neutrale pH-Werte, da die frisch gefluteten Seen in der Regel nur über eine geringe Alkalinität verfügen (LEßMANN & NIXDORF 1997). Aufgrund des hohen Versauerungspotenzials der Böden und des Grundwassers im Umfeld der Tagebauseen kann es daher durch Böschungsabbrüche oder Änderungen im Wasserregime zu einer zeitweiligen oder dauerhaften Absenkung des pH-Wertes kommen. Bei einzelnen Tagebauseen, wie beispielsweise dem Senftenberger See, ist sogar eine kontinuierliche Speisung mit Flusswasser erforderlich, um eine Wiederversauerung zu vermeiden (SENSEL 1997, WERNER et al. 2001, SCHULTZE et al. 2010).

Aufgrund der Gefahr der Wiederversauerung sind die kritischen pH-Werte für verschiedene Altersstadien einheimischer Fischarten von hoher Bedeutung. Zur Säuretoleranz von Fischen in versauerten Braunkohletagebauseen liegen außer den parallel zu der vorliegenden Arbeit durchgeführten Laborversuchen zur Säuretoleranz früher Lebensstadien einheimischer Fischarten unter den hydrochemischen Bedingungen Lausitzer Tagebauseen (DUIS 2001a, 2001b, DUIS & OBEREMM 2000a, 2000b, 2001) bislang keine Erkenntnisse vor. Auch aus anderen Hartwasserseen oder -flüssen ist zur Säuretoleranz der Fische wenig bekannt, da sie aufgrund ihres Carbonat-Puffersystems nur bei starker Säurezufuhr versauern und dementsprechend selten sind. Versauerte Hartwasserseen und -flüsse, die sich für Analogieschlüsse eignen könnten, sind (1) vulkanogen saure Gewässer, (2) Gewässer, die als Folge der Trockenlegung von extrem schwefelhaltigen Böden in ihrem Einzugsgebiet versauert sind, und (3) durch die Einleitung von Minenabwässern versauerte Gewässer.

Vulkanogen saure Gewässer sind die einzigen Hartwasserseen und -flüsse, die ohne den Einfluss des Menschen versauert sind. Ein Verbreitungsschwerpunkt liegt in Japan. Hier hat sich im Lake Usuriko eine Population der Cyprinidenart *Tribolodon hakonensis* an das Überleben bei pH 3,4-3,8 adaptiert, wobei für die Fortpflanzung ein Zufluss mit einem höheren pH-Wert aufgesucht wird (SATAKE et al. 1995, KANEKO et al. 1999). In Taiwan leben Schlangenkopffische der Art *Channa asiatica* in einem mit vulkanogen saurem Wasser gespeisten Teich bei pH 3,5 (EZOE et al. 2001).

Vergleichbar mit der Versauerung der Braunkohletagebauseen verläuft die Versauerung von Gewässern in Finnlands Küstenregion. Die dort vorliegenden Böden sind marine Sedimente, die sehr reich an Eisensulfiden sind. Durch wasserbauliche Maßnahmen wurden diese Böden großflächig trockengelegt, wobei die Eisensulfide durch atmosphärischen Sauerstoff zu Sulfat oxidiert wurden. Die chemischen Prozesse, die zur Versauerung führen, entsprechen prinzipiell denjenigen bei der Pyrit- und Markasitoxidation in den Braunkohletagebauen. Die betroffene Region ist aber arm an Seen, so dass von der Versauerung vor allem die Ästuar von Fließgewässern betroffen sind. Der Säureeintrag in die Flüsse erfolgt episodisch zu Zeiten der Schneeschmelze im Frühjahr, nach starken Niederschlägen oder bei Hochwasser (URHO et al. 1990, HUDD et al. 1996, HUDD & LESKELÄ 1998, HUDD 2000, ÅSTRÖM et al. 2007). Die Untersuchungen in dieser Gegend haben sich auf das Ästuar des Flusses Kyrönjoki konzentriert. Es lassen sich jedoch keine Erkenntnisse zur Säuretoleranz der dort auftretenden Fischarten ableiten, da der pH-Wert starken Schwankungen unterlag und das versauerte Ästuar chemisch sehr heterogen war. Diese Heterogenität war das Resultat der hier stattfindenden Vermischung von huminstoffreichem Flusswasser mit gut gepuffertem Ostseewasser, wobei die Anteile von Fluss- und Ostseewasser in Abhängigkeit vom Abflussregime variierten (URHO et al. 1990, HUDD 2000). Artsspezifische Unterschiede im Reproduktionserfolg waren weniger durch eine unterschiedliche Säuretoleranz, als durch eine unterschiedlich starke Überlappung der frühen Lebensstadien mit den sauren Episoden begründet (HUDD 2000).

Der Schwerpunkt der durch die Einleitung saurer Minenabwässer („acid mine drainage“) beeinträchtigten Fließgewässer liegt in Nordamerika. Hauptverantwortlich für die Säurebildung ist Pyrit, so dass die Versauerungsprozesse auch hier den Versauerungsprozessen in Braunkohletagebauseen entsprechen. Saure Minenabwässer enthalten häufig zusätzlich hohe Metall- und Salzkonzentrationen und können zur Ablagerung erheblicher Mengen an Eisenhydroxid auf dem Gewässergrund führen (WARNER 1971, GRAY 1997). Fließgewässerabschnitte, in die saure Minenabwässer eingeleitet werden, weisen häufig pH-Werte < 4 auf und sind zu meist fischfrei (BUTLER et al. 1973, NICHOLS & BULOW 1973, GRAY 1998, HENRY et al. 1999). Daher liegen für diese hydrochemischen Bedingungen nur wenige Informationen zu den für Fische kritischen pH-Werten vor. In einem von sauren Minenabwässern belasteten Fluss in den USA konnten einige Fischarten bei pH-Werten $\geq 4,9$ überleben (WARNER 1971). Bei Laborversuchen mit sauren Minenabwässern lag der LC_{50-48h} für den Moskitofisch *Gambusia holbrooki* ebenfalls bei pH 4,9 (GERHARDT et al. 2004).

Im 20. Jahrhundert hat atmosphärische Deposition – der sogenannte saure Regen – die Versauerung einer großen Anzahl von ionenarmen, schwach gepufferten Weichwasserseen und –flüssen Mittel- und Nordeuropas, der USA und Kanadas verursacht (MAGNUSON et al. 1984, LENHART & STEINBERG 1992). Im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen Hartwasserseen und –flüssen liegen für die Weichwasserseen und –flüsse zahlreiche Studien über die Auswirkung der Versauerung auf Fische vor. Sie haben gezeigt, dass adulte und ältere juvenile Fische in der Regel eine höhere Säuretoleranz als Fischembryonen und –larven zeigen, so dass versauernde Gewässer als Folge ausbleibender Reproduktion zuerst durch das Fehlen der jüngsten Jahrgänge gekennzeichnet sind (LEUVEN & OYEN 1987, SAYER et al. 1993). Die Fischtoxizität in diesen Gewässern wird in erster Linie durch den pH-Wert und die Konzentrationen von Aluminium und Calcium bestimmt. Mit steigender Aluminiumkonzentration erhöht sich die Säuretoxizität, während eine hohe Calciumkonzentration bei niedrigen pH-Werten eine schützend auf die Fische wirkt (DRISCOLL et al. 1980, BROWN 1982, DEDEREN et al. 1986, ROSSELAND & STAURNES 1989, PARKHURST et al. 1990). In geringerem Ausmaß als durch das Aluminium wird die Fischtoxizität niedriger pH-Werte auch durch Eisen, Mangan oder andere Spurenmetalle erhöht (READER et al. 1988, 1989, SAYER et al. 1993), während Natrium, Magnesium oder Chlorid die Fischtoxizität verringern (ALABASTER & LLOYD 1980, RASK 1984a, HUTCHINSON et al. 1989).

Die elektrolytreichen versauerten Tagebauseen der Lausitz und des Mitteldeutschen Reviers zeigen in ihrer Hydrochemie erhebliche Unterschiede zu den durch atmosphärische Deposition versauerten Gewässern Nordeuropas und Nordamerikas (Abb. 2):

Natrium, Kalium, Calcium, Magnesium und Sulfat treten stets in höheren Konzentrationen als in versauerten Weichwasserseen auf, wobei die größten Konzentrationsunterschiede bei Calcium, Magnesium und Sulfat bestehen. Die Konzentrationen von Eisen, Aluminium und Mangan weisen in beiden Seentypen eine sehr große Spannweite auf, wobei auch diese Elemente im überwiegenden Teil der Tagebauseen in höheren Konzentrationen als in Weichwasserseen vorliegen.

Auch bezüglich des vorherrschenden Puffersystems unterscheiden sich die sauren Tagebauseen grundlegend von den versauerten Weichwasserseen. Während der pH-Wert in Weichwasserseen zumeist durch das $\text{Al}(\text{OH})_x$ -Puffersystem im Bereich zwischen pH 4,5 und 5,5 stabilisiert wird, wird der pH-Wert in den sauren Tagebauseen vorwiegend durch das $\text{Fe}(\text{OH})_x$ -Puffersystem bestimmt. Er liegt deshalb in der Regel bei 2-4. Es gibt nur sehr we-

nige Tagebauseen mit pH-Werten im aluminiumgepufferten Bereich (GELLER et al. 1998, NIXDORF et al. 2001).

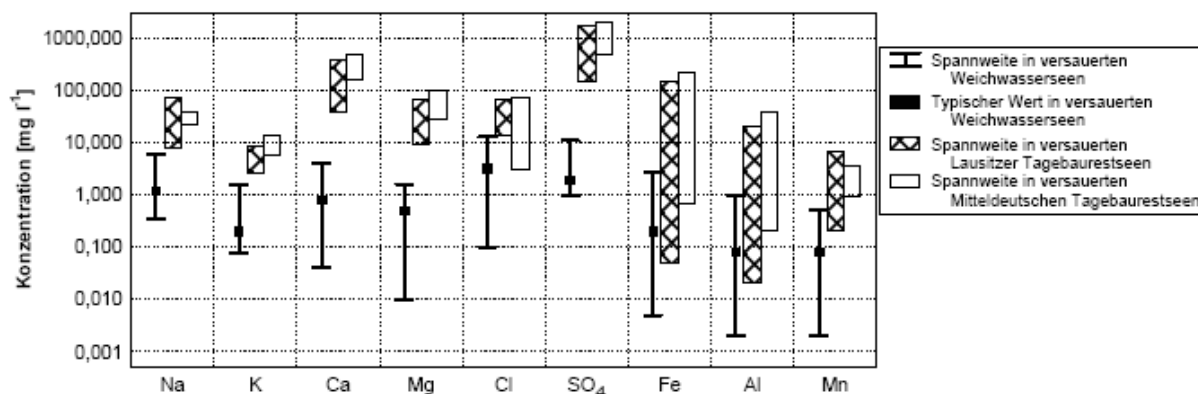


Abb. 2: Ionenkonzentrationen in regenerversauerten Weichwasserseen und -flüssen Nordeuropas und Nordamerikas (pH 3,9-5,5), in versauerten Lausitzer Tagebauseen (pH 3,0-4,1) und in versauerten Mitteldeutschen Tagebauseen (pH 3,0-4,0). Die Daten stammen für regenerversauerte Gewässer aus SAYER et al. (1993), für Lausitzer Tagebauseen aus REICHEL & UHLMANN (1995), KATZUR & ZIEGLER (1997), NIXDORF et al. (1998b) sowie UHLMANN et al. (2001). Die Daten für Mitteldeutsche Tagebauseen wurden HUPFER & SCHULTZE (1994) sowie GELLER et al. (1998) entnommen.

A priori ist nicht bilanzierbar, wie die im Vergleich zu regenerversauerten Weichwasserseen stark erhöhten Ionenkonzentrationen den Säurestress bei niedrigen pH-Werten verändern, da sowohl die Konzentrationen der unter Weichwasserbedingungen toxisitätssteigernden Aluminium-, Eisen- und Manganionen, als auch die Konzentrationen der den Säurestress mindernden Calcium-, Magnesium-, Natrium- und Chloridionen in den Tagebauseen erhöht sind. Darüber hinaus ist zu erwarten, dass die im Vergleich zu versauerten Weichwasserseen und -flüssen veränderte Ionenzusammensetzung der Tagebauseen auf verschiedene Fischarten unterschiedlich stark wirkt. So zeigten FREDA & MCDONALD (1988), dass es sowohl Fischarten gibt, bei denen eine erhöhte Calciumkonzentration die Säuretoleranz erhöht, als auch Fischarten wie beispielsweise den mit dem Flussbarsch nahe verwandten Gelbbarsch *Perca flavescens*, bei denen eine steigende Calciumkonzentration keine erhöhte Säuretoleranz bewirkt. Auch die Empfindlichkeit gegenüber einer erhöhten Aluminiumkonzentration ist artspezifisch (POLÉO et al. 1997).

Aufgrund der großen hydrochemischen Unterschiede zwischen den Tagebauseen und den regenerversauerten Weichwasserseen muss angenommen werden, dass die Ergebnisse der unter den hydrochemischen Bedingungen der Weichwasserseen durchgeführten Studien zur Säure-

retoleranz von Fischen nicht ohne weiteres auf die Tagebauseen übertragbar sind. Ziel der Untersuchung war daher festzustellen,

- (1) wie sich die hohen Ionenkonzentrationen der geogen versauerten Tagebauseen auf die Säuretoleranz der wichtigsten einheimischen Fischarten auswirken, und
- (2) bei welchen pH-Werten die kritischen Untergrenzen für das Überleben und die Fortpflanzung der einzelnen Fischarten liegen.

Zur Beantwortung dieser Fragen wurde eine Kombination von Labor- und Freilanduntersuchungen durchgeführt. Unter Laborbedingungen untersuchten DUIS (2001a, 2001b) bzw. DUIS & OBEREMM (2000a, 2000b, 2001) die Säuretoleranz früher Lebensstadien von Kleiner Maräne, Hecht und Schleie. Zur Überprüfung der Ergebnisse unter Freilandbedingungen sowie zur Gewinnung von Erkenntnissen über die Säuretoleranz älterer Lebensstadien und weiterer Fischarten wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit eine Reihe von Freilanduntersuchungen an Lausitzer Tagebauseen durchgeführt.

Der größte Teil der Untersuchungen erfolgte im Senftenberger See, der mit einer Wasserfläche von 1050 ha einer der größeren Tagebauseen der Lausitz ist.

- Während der Hauptteil des Sees durch die kontinuierliche Durchströmung mit Flusswasser in einem pH-neutralen Zustand gehalten wird, ist ein Bereich des Sees hydrologisch von der Durchströmung weitgehend abgekoppelt und mit einem pH-Wert von 3,0-3,8 stark sauer. Zwischen diesem Seeteil und dem Rest des Sees hat sich ein pH-Gradient ausgebildet. Die Verteilung der verschiedenen Fischarten innerhalb des pH-Gradienten wurde analysiert.
- Im Untersuchungsjahr 1998 kam es zu einer kontinuierlich zunehmenden Versauerung einer vom Wasseraustausch weitgehend isolierten Bucht des Senftenberger Sees. Der pH-Wert sank von pH 7,3 im Frühjahr auf pH 3,5 im Herbst. Die Auswirkung der zunehmenden Versauerung auf die Fischartenzusammensetzung in der Bucht wurde untersucht.
- Im Winter 1994/1995 und im Frühjahr 1995 kam es im Senftenberger See aufgrund von Wasserstandsabsenkungen und der unterbrochenen Zufuhr von pH-neutralem Flusswasser zur zeitweiligen Wiederversauerung auf pH-Werte zwischen 4,5 und 5,1 (SENSEL 1997, KOCH et al. 1999, LUCKNER et al. 1999). Die Auswirkung dieser pH-Absenkung auf den Reproduktionserfolg derjenigen Fischarten, deren Laichzeit mit der Wiederver-

sauerung überlappte, wurde anhand der Altersklassenzusammensetzung des Fischbestandes rekonstruiert.

Ergänzend wurde der Fischbestand des Olbasees und des Erika-Sees erfasst. Der Olbasee ist ein bereits seit 1929 mit Wasser gefüllter und mit pH 3,5-4,1 stark saurer Tagebausee der Lausitz, der regelmäßig von Sporttauchern betaucht wird. Dabei wurden 1995 mit der Sichtung von Barschen erstmalig Fische im Olbasee nachgewiesen. Es ist davon auszugehen, dass die Barsche 1994 oder 1995 durch Besatz in den See gelangten (J. Signer, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, pers. Mitt.). Der Erika-See ist ein dem Senftenberger See benachbarter Tagebausee, in dem ein Teilbereich in den Sommermonaten regelmäßig versauert, wobei die pH-Werte bis auf pH 4,3 absinken (NIXDORF et al. 2001).

1.3 Einfluss von Seemorphologie und Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft

Vergleichende Untersuchungen an Seen in Mittel- und Nordeuropa (HOLMGREN & APPELBERG 2000, OLIN et al. 2002, GARCIA et al. 2006, MEHNER et al. 2007b) haben gezeigt, dass die Fischgemeinschaft im Gegensatz zu der Annahme in älteren Arbeiten (z. B. HARTMANN & NÜMANN 1977, LEACH et al. 1977, PERSSON et al. 1991) nicht nur den Trophiegrad widerspiegelt, sondern auch von Eigenschaften der Seemorphologie wie Seefläche, –volumen oder –tiefe beeinflusst wird. So erwies sich beispielsweise die mittlere Seetiefe (MEHNER et al. 2007b) oder die maximale Seetiefe (GARCIA et al. 2006) als eine wichtige Kenngröße zur Differenzierung verschiedener Seetypen, die sich fischzönotisch unterscheiden.

Die Morphologie der Tagebauseen unterscheidet sich oft erheblich von der natürlicher Seen. Charakteristisch sind ausgeprägte Tiefenunterschiede auf kleinstem Raum und teilweise ausgedehnte sandige Litoralbereiche (UHLMANN et al. 2001). Die sandigen Sedimente der pH-neutralen mesotrophen Tagebauseen werden trotz ausreichender Sichttiefen nur sehr langsam und spärlich durch emerse und submerse Makrophyten besiedelt.

Als Faktoren, die die Biomassen submerser Makrophyten in natürlichen Gewässern begrenzen, werden neben der Sichttiefe vor allem zu hohe Strömung, zu hoher Wellenschlag oder zu geringe Sedimentstabilität diskutiert (CHAMBERS & KALFF 1985, MADSEN & ADAMS 1989, ISTVÁNOVICS et al. 2008). Wellenschlag führt sicherlich auch an den windexponierten Ufern der großen Braunkohletagebauseen zu einer Störung der Makrophytenbestände. Zusätzlich liegen in den verkippten Uferbereichen der Lausitzer Tagebauseen typischerweise

sandige Sedimente mit geringer Korngrößenvariabilität in lockerer Schüttung vor (LUCKNER et al. 1997). Es ist davon auszugehen, dass diese in Erosionszonen eine zu geringe Stabilität aufweisen, um große Pflanzenbiomassen zu verankern.

Weitere Ursachen für nur spärlich ausgeprägte emerse und submerse Makrophytenbestände liegen bei einigen Tagebauseen in bewirtschaftungsbedingten Wasserspiegelschwankungen sowie in der Phytotoxizität kohlehaltiger tertiärer Sande, die beispielsweise die Substrate im Bereich der Insel (Innenkippe) des Senftenberger Sees dominieren. Diese Substrate, die durch einen hohen Elektrolytreichtum gekennzeichnet sind, schränken die Vitalität von Röhrichten in beachtlichem Maße ein (CHABBI & UCHTMANN 1998). Neben dem niedrigen pH-Wert in den Sedimenten können sich die hohen Konzentrationen an Fe (II) und die möglicherweise vorkommenden Schwermetalle negativ auf das Wachstum von Makrophyten auswirken (KOSCHORREK et al. 2004). Daher sind stark kohlehaltige Tertiärsande im Wasser-Land-Übergangsbereich auch nach Jahrzehnten noch vegetationsfrei (MEINHARDT 1997).

In der Konsequenz sind in Braunkohletagebauseen hohe Biomassen submerser und emerger Makrophyten nur an windgeschützten Flachufern zu erwarten, an denen der Anteil besiedlungsfeindlicher tertiärer Sedimente gering ist. Wenn diese nur in geringem Umfang vorhanden sind, fehlt den Tagebauseen ein Habitatkomplex, der für natürliche mesotrophe Seen typisch (PHILLIPS et al. 1978, DUARTE et al. 1986, SCHEFFER 1998) und für die erfolgreiche Koexistenz von Fischarten sehr bedeutend sein kann. Die Bedeutung des *Phytals* für die Fischgemeinschaft beruht im Wesentlichen auf vier Funktionen:

- (1) Das *Phytal* bietet juvenilen Fischen Schutz vor Räubern, die ihre Beute innerhalb strukturell komplexer Habitate einerseits nicht so leicht entdecken und andererseits nicht so leicht fangen können wie in offenen Bereichen (SAVINO & STEIN 1982, WERNER & HALL 1988, PERSSON & EKLÖV 1995, PERSSON & CROWDER 1998).
- (2) Im *Phytal* stehen den Fischen im Vergleich zu makrophytenfreien Bereichen mehr Makroinvertebraten als Nährtiere zur Verfügung (DIEHL & KORNÍJÓW 1998).
- (3) Durch Makrophyten strukturierte Litoralbereiche können Fischen, die aufgrund ihrer Wendigkeit besonders effektiv Nährtiere in strukturell komplexen Habitaten erbeuten können, einen Konkurrenzvorteil gegenüber größeren Artgenossen oder anderen Arten bringen (WINFIELD 1986, DIEHL 1988, PERSSON 1991, PERSSON & CROWDER 1998).
- (4) Im *Phytal* finden die juvenilen Fische höhere Wassertemperaturen als in den tieferen Seebereichen und damit bessere Wachstumsbedingungen (STOLL et al. 2008).

Strukturell komplexe Makrophytenbestände haben aus den oben genannten Gründen einen tiefgreifenden Einfluss auf die Interaktionen zwischen verschiedenen Fischarten und –altersklassen und damit auf die Arten- und Größenklassenzusammensetzung der Fischgemeinschaft. In ihrem Review kommen DIBBLE et al. (1996) zu der Erkenntnis, dass makrophytenfreie Bereiche generell eine niedrigere Fischdichte und -artenzahl aufweisen als makrophytenstrukturierte Bereiche desselben Gewässers. PERSSON & EKLÖV (1995) sowie DIEHL & KORNIJÓW (1998) postulierten, dass die Abundanz piscivorer Fische in europäischen Seen gemäßigter Breiten über diverse positive Feedback-Mechanismen durch die Abundanz submerser Makrophyten gesteuert wird.

Angeichts der hohen Bedeutung, die dem *Phytoplankton* für die Interaktionen innerhalb der Fischgemeinschaft zugemessen wird, stellt sich die Frage, welche Fischgemeinschaft sich unter den Bedingungen mesotropher, strukturarmer Tageauseen ausbildet, und welche inter- und intraspezifischen Wechselwirkungen hier auftreten. Von besonderem Interesse sind dabei die Interaktionen zwischen den in mesotrophen europäischen Seen meist dominierenden Arten Barsch und Plötze (HORPPILA et al. 2000, JEPPESEN et al. 2000, MEHNER et al. 2005, ESTLANDER et al. 2010). Die von PERSSON et al. (1991) für südschwedische mesotrophe Seen beschriebene Barschdominanz wird ursächlich auf die dort vorhandenen Makrophytenbestände zurückgeführt (z. B. CHRISTENSEN & PERSSON 1993, PERSSON & CROWDER 1998, SCHEFFER 1998, PERROW et al. 1999). Dieser Zusammenhang wurde aus Laborversuchen abgeleitet, in denen die Barsche den Plötzen bei Anwesenheit von Makrophyten überlegen waren (WINFIELD 1986, DIEHL 1988, PERSSON 1991, CHRISTENSEN & PERSSON 1993). Im Umkehrschluss sollte die Strukturarmut in mesotrophen Braunkohletageauseen Plötzen gegenüber Barschen begünstigen. Allerdings ist bislang durch Freilanduntersuchungen unbelegt, dass strukturelle Komplexität tatsächlich der entscheidende Faktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen ist, da die strukturelle Komplexität natürlicher Seen bei Abwesenheit anderer Störgrößen (z. B. Wellenschlag) in der Regel positiv mit der Sichttiefe korreliert ist (DUARTE et al. 1986). Es ist deshalb durchaus möglich, dass alternativ die Sichttiefe der entscheidende Faktor ist, da Barsche aufgrund ihrer optischen Orientierung bei der Nahrungsaufnahme von steigenden Sichttiefen profitieren (BERGMAN 1988, DIEHL 1988, JACOBSEN et al. 2002, NURMINEN et al. 2010a, 2010b), während Plötzen für die Nahrungsaufnahme nicht auf gute Sichtverhältnisse angewiesen sind (DIEHL 1988, NURMINEN et al. 2010a). Aufgrund dieser Unsicherheiten über die tatsächliche Bedeutung von Makrophyten für die Interaktionen zwischen Barschen und Plötzen lässt

sich nicht prognostizieren, welche Dominanzverhältnisse sich in strukturalmen mesotrophen Seen einstellen.

Gleichzeitig liegen bislang nur sehr wenige Erkenntnisse vor, welche Funktion strukturalme Litoralbereiche in mesotrophen Seen für die Fischgemeinschaft erfüllen. Im Bodensee werden die ufernächsten strukturalmen Litoralbereiche mit Wassertiefen < 50 cm bevorzugt von juvenilen Bleien, Döbeln, Haseln und Ukeleien aufgesucht (FISCHER & ECKMANN 1997, STOLL et al. 2008). Während juvenile Bleie diese Bereiche nur in den Monaten aufsuchen, in denen die submersen Makrophyten in den tieferen Litoralbereichen noch keine dichten Bestände entwickelt haben, bevorzugen die anderen drei Cyprinidenarten diese ufernächsten Litoralbereiche sogar generell gegenüber den tieferen Litoralbereichen. Eine Nutzung ufernaher Flachwasserbereiche durch Fischlarven und 0+-Fische ist auch aus Flüssen und Stauseen beschrieben (COPP 1990, DUNCAN & KUBEČKA 1995, MATĚNA 1995). Dabei werden Bereiche mit einer geringen Neigung bevorzugt (DUNCAN & KUBEČKA 1995). Die Nutzung der ufernahen Flachwasserbereiche erfolgt vermutlich vorrangig zur Vermeidung von Räubern. Im Bodensee bieten diese Bereiche ein Refugium vor piscivoren Barschen, die diese flachen Bereiche meiden (STOLL et al. 2008). In Laborversuchen wiesen EKLOEV et al. (1994) nach, dass der Prädationserfolg piscivorer Barsche in sehr flachen Bereichen tatsächlich abnimmt. Eine Funktion als Refugium für die prädationsgefährdeten Altersstadien können jedoch wahrscheinlich nur die flachsten Bereiche des strukturalmen Litorals erfüllen. Über die Funktion, die strukturalme Litoralbereiche mit Wassertiefen $\geq 1,0$ m für die Fischgemeinschaft haben, liegen hingegen außer der Untersuchung von LEWIN et al. (2004), in der juvenile Barsche und Plötzen bei ihren tagesperiodischen Einwanderungen aus strukturell komplexen in strukturalme Litoralbereiche die im Mittel nur 0,65 m tiefen Litoralbereiche signifikant über die im Mittel 1,3 m tiefen Litoralbereiche präferierten, kaum Erkenntnisse vor.

In der vorliegenden Arbeit sollte daher untersucht werden,

- (1) welche Artengemeinschaft sich unter den Bedingungen mesotropher, strukturalmer Braunkohletagebauseen ausbildet,
- (2) welchen Einfluss Strukturarmut in mesotrophen Seen auf die inter- und intraspezifischen Wechselwirkungen von Barschen und Plötzen hat, und
- (3) welche Funktion strukturalme Flachwasserbereiche für die Fischgemeinschaft erfüllen.

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden die Verteilungsmuster der verschiedenen Fischarten und Größenklassen, die Nahrungsverfügbarkeit in den verschiedenen Habitattypen, die Nah-

rungszusammensetzung der piscivoren Fische sowie das Wachstum der Barsche und Plötzen bestimmt. Als Untersuchungsgewässer wurde der Senftenberger See, ein großer, mesotropher Braunkohletagebausee in der Lausitz, ausgewählt. Der See verfügt über Sichttiefen, die mit den Sichttiefen natürlicher mesotropher Gewässer vergleichbar sind, und über ausgedehnte sandige Flachwasserbereiche, die trotz ausreichender Sichttiefen nur zu einem sehr geringen Anteil durch submerse Makrophyten strukturiert sind. Darüber hinaus weist er die für Braunkohletagebauseen typische hohe Tiefenvariation auf.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgewässer

2.1.1 Senftenberger See

Der Senftenberger See weist eine Wasserfläche von 1050 ha auf und liegt im Niederlausitzer Braunkohlerevier. Er entstand durch Flutung des Tagebaus Niemtsch. Nach Aufgabe der Braunkohleförderung im Jahr 1966 wurde er durch den einsetzenden Grundwasseranstieg sowie durch die Einleitung eines Teilstroms des Fließgewässers „Schwarze Elster“ befüllt.

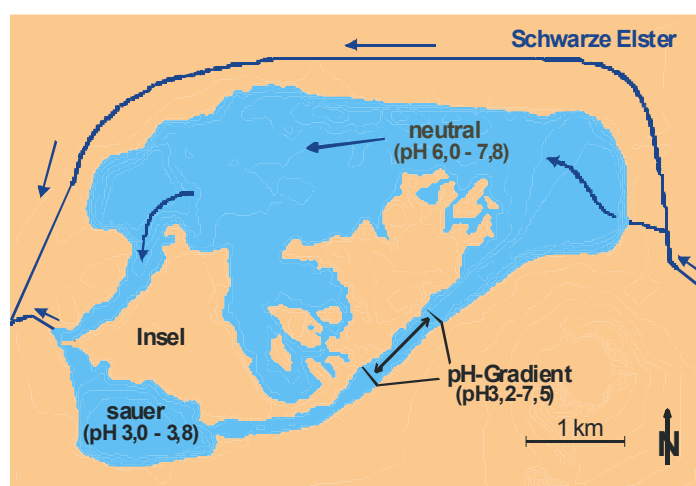


Abb. 3: Senftenberger See. Zwischen dem stark sauren Südteil und dem pH-neutralen Nordteil des Sees bildet sich ein pH-Gradient aus.

Der Endwasserspiegel wurde 1972 erreicht (LAUBAG & LBV 1995). Der See wird seither kontinuierlich im Nebenschluss von Wasser aus der Schwarzen Elster durchflossen (Abb. 3), so dass die theoretische Wassererneuerungszeit im pH-neutralen Teil des Senftenberger Sees lediglich 2,4 Jahre beträgt¹. Hierdurch wird der größte Teil des Sees mit einem Volumen von 62 Mio. m³ und einer Wasserfläche von 910 ha seit 1978 – mit Ausnahme einer pH-Absenkung im Jahr 1995 – im carbonatgepufferten pH-Bereich von pH 6-8 stabilisiert (BENNDORF 1994, SENSEL 1997, WERNER et al. 2001). Das im Südwesten des Senftenberger Sees liegende Südfeld ist vom Wasseraustausch mit dem Rest des Sees weitgehend abgekoppelt. Zusätzlich sind durch Rutschungen und Böschungsabbrüche in den letzten Jahr-

¹ Errechnet aus unveröffentlichten Zuflussdaten des Landesumweltamtes Brandenburg für den Zeitraum 1996-1998 und dem Seevolumen ohne den versauerten Südteil.

zehnten wiederholt große Mengen FeS_2 -haltiger Böden ins Südfeld gelangt. Aufgrund dieser beiden Gegebenheiten ist der südliche Seeteil mit einer Wasserfläche von 140 ha und einem Volumen von 13 Mio m^3 noch immer stark sauer (pH 3,0-3,8). Im Übergangsbereich zwischen dem sauren Südteil und dem neutralen Hauptteil bildet sich ein pH-Gradient aus, der im Untersuchungszeitraum pH-Werte von 3,2 bis 7,5 aufwies.

Der See ist in vier Seebecken mit Wassertiefen zwischen 18 m und 24 m gegliedert: das Elsterfeld, das Nordfeld und das Ostfeld im pH-neutralen Bereich sowie das stark saure Südfeld (Abb. 5). Die tiefen Bereiche der Becken sind nicht miteinander verbunden.

Das Außenufer des Senftenberger Sees ist nur gering ausdifferenziert und mit Ausnahme der Strandbereiche durch steile, teilweise durch Steinschüttungen befestigte Böschungen gekennzeichnet. Im See ist aus der ehemaligen Förderbrückenkippe eine buchtenreiche Insel mit einer Fläche von 266 ha (LAUBAG & LBV 1995), einer stark ausdifferenzierten Uferlinie und ausgedehnten Flachwasserzonen mit Wassertiefen zwischen 1 m und 3 m entstanden. Mehr als ein Drittel der Seefläche des pH-neutralen Seebereichs weist eine Wassertiefe von höchstens 3 m auf. Dennoch ist der pH-neutrale Seebereich nur sehr spärlich von submersen oder emersen Makrophyten bewachsen.

Der See wird als Speicher bewirtschaftet. Die Hauptfunktionen der Speicherbewirtschaftung sind die Niedrigwasseraufhöhung der Schwarzen Elster, der Hochwasserschutz sowie die Wasserbereitstellung für ein Wasserwerk (Uferfiltrat), ein Kraftwerk und - in geringem Umfang - für Bewässerungszwecke (SENSEL 1997). Der Betriebsstauraum (97,8-99,0 mNN) wird in Abhängigkeit von den hydrologischen Verhältnissen und den konkreten Nutzungsanforderungen im Sommer entleert und im darauf folgenden Winterhalbjahr wieder bis zum Normalstauziel von 99,0 mNN aufgefüllt. Hieraus resultieren Wasserstandsschwankungen, deren Amplitude im Jahresverlauf in den Jahren 1989-1998 stets zwischen 0,5 und 1,0 m lag. Die Wasserstandsschwankungen für den Untersuchungszeitraum 1996-1998 sind in Abbildung 4 dargestellt.

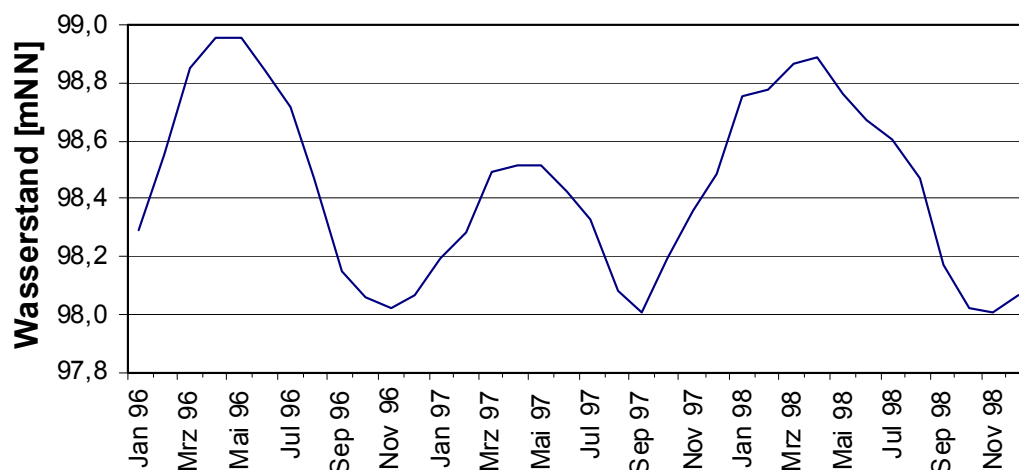


Abb. 4: Wasserstand im Senftenberger See (nach unveröffentlichten Daten des Landesumweltamtes Brandenburg).

Der Senftenberger See befindet sich in schwach mesotrophem Zustand. Der Trophieindex nach LAWA (1998) war 1,79 im Untersuchungsjahr 1997 und 1,80 im Untersuchungsjahr 1998 (Tab. 1). Daten zur Hydrochemie des Senftenberger Sees lagen für den Untersuchungszeitraum aus Analysen der BTU Cottbus sowie des Landesumweltamtes Brandenburg vor. Ergänzend wurden 1997 in Zusammenarbeit mit dem Chemielabor des Leibniz-Instituts für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) an 2-3 Terminen die Konzentrationen von Na, K, Ca, Mg, Mn, gesamtem gelösten Al (Al_{td}), organisch komplexiertem Al (Al_o), Fe, Cl^- , SO_4^{2-} und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) bestimmt. Alle Proben wurden filtriert (Cellulose-Acetat-Filter, Porenweite $0,45\ \mu m$) und gemäß den Deutschen Einheitsverfahren analysiert (DEV 1986-1998, ZWIRNMANN et al. 1999). Die Details der analytischen Methodik sind bei DUIS (2001a) sowie DUIS & OBEREMM (2000a) beschrieben. Die chemisch-physikalischen Parameter sowie die Konzentrationen der Hauptwasserinhaltsstoffe sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tab. 1: Gesamtphosphor-Konzentration, Sichttiefe und mittlere Chlorophyll a-Konzentration sowie resultierender Trophieindex nach LAWA (1998) im pH-neutralen Bereich des Senftenberger Sees in den Jahren 1997 und 1998. Die Gesamtphosphor- und Chlorophyll a-Konzentrationen wurden aus unveröffentlichten Messdaten des Landesumweltamtes Brandenburg an den Messstellen „Betriebszentrale“, „Ostfeld“ und „Elsterfeld“ berechnet (n.b. = nicht bestimmt).

	1997	1998
Gesamtphosphor-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] zur Frühjahrszirkulation	n.b.	20
Epilimnische Gesamtphosphor-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] während der Sommerstagnation (Mittelwert)	10,8	13,9
Sichttiefe [m] (Sommermittelwert Mai-September ohne Klarwasserstadium)	3,7	3,4
Chlorophyll a-Konzentration [$\mu\text{g/L}$] (Sommermittelwert Mai-September ohne Klarwasserstadium)	3,8	3,2
Trophieindex nach LAWA	1,79	1,80

Tab. 2: Hydrochemie des Senftenberger Sees. Datenquellen: Eigene Messdaten 1996-1998; Messdaten der BTU Cottbus (NIXDORF et al. 2001, unveröffentlichte Messdaten der BTU Cottbus von 1995 und 1996 (D. Leßmann, pers. Mitt.)); Messdaten des Landesumweltamtes Brandenburg (SENSEL 1997, unveröffentlichte Messdaten des Landesumweltamtes Brandenburg für 1997 und 1998 (F. Sensel, pers. Mitt.)). Messwerte aus anoxischen Tiefenstufen des Hypolimnions wurden nicht berücksichtigt.

	Südfeld	Hauptteil
pH-Wert	3,0-3,8	6,0-7,8
Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	782-850	614-730
Na [mg L^{-1}]	20-21	24-25
K [mg L^{-1}]	7,0-7,3	8,5-8,6
Ca [mg L^{-1}]	68-94	46-113
Mg [mg L^{-1}]	9-28	8-33
Cl ⁻ [mg L^{-1}]	25-39	25-44
SO ₄ ²⁻ [mg L^{-1}]	216-308	178-266
Fe ges. gel. [mg L^{-1}]	0,13-6,2	0,01-4,3
Fe ²⁺ [mg L^{-1}]	0,03-3,5	0,02-1,0
Al _{td} [mg L^{-1}]	0,015-0,60	0,007-0,40
Al _o [mg L^{-1}]	0,01-0,04	0,01-0,03
Mn [mg L^{-1}]	0,19-1,66	0,01-0,69
As [$\mu\text{g L}^{-1}$]	0,4-14,4	0,3-14,7
Cd [$\mu\text{g L}^{-1}$]	0,1-0,2	0,1
Cu [$\mu\text{g L}^{-1}$]	2,9-9,1	0,5-7,0
Ni [$\mu\text{g L}^{-1}$]	8,3-23,4	4,8-23,0
Pb [$\mu\text{g L}^{-1}$]	1,0-4,5	0,8-2,7
Zn [$\mu\text{g L}^{-1}$]	31-58	4,0-83
DOC [mg L^{-1}]	<0,2-1,4	3,2-3,6

Messstellen innerhalb des pH-Gradienten

Bei der Untersuchung der Fischverteilung innerhalb des pH-Gradienten wurden ausschließlich Messstellen beprobt, die aufgrund dichter submerser Bestände der Zwiebelbinse *Juncus bulbosus* eine hohe strukturelle Komplexität aufwiesen. Dieses waren die Messstellen 1-3 (Abb. 5). Die Messstelle 4 im pH-Gradienten wies im Untersuchungsjahr 1996 und im Frühjahr 1997 ebenfalls dichte submerse Bestände von *Juncus bulbosus* auf. Danach erfolgte jedoch ein fast vollständiger Rückgang der Makrophyten, so dass die Messstelle 4 im weiteren Verlauf des Jahres 1997 sowie im gesamten Jahr 1998 strukturarm war und dem Habitattyp *Flaches Litoral* zuzuordnen war. Sie wurde deshalb ab Mai 1997 nicht mehr für die Untersuchung der Artenzusammensetzung in Abhängigkeit vom pH-Wert berücksichtigt. Eine den Messstellen innerhalb des pH-Gradienten vergleichbare strukturelle Komplexität wies die Messstelle 7 auf, so dass die Befischungsergebnisse an dieser Messstelle zur Erweiterung der Datenbasis verwendet wurden.

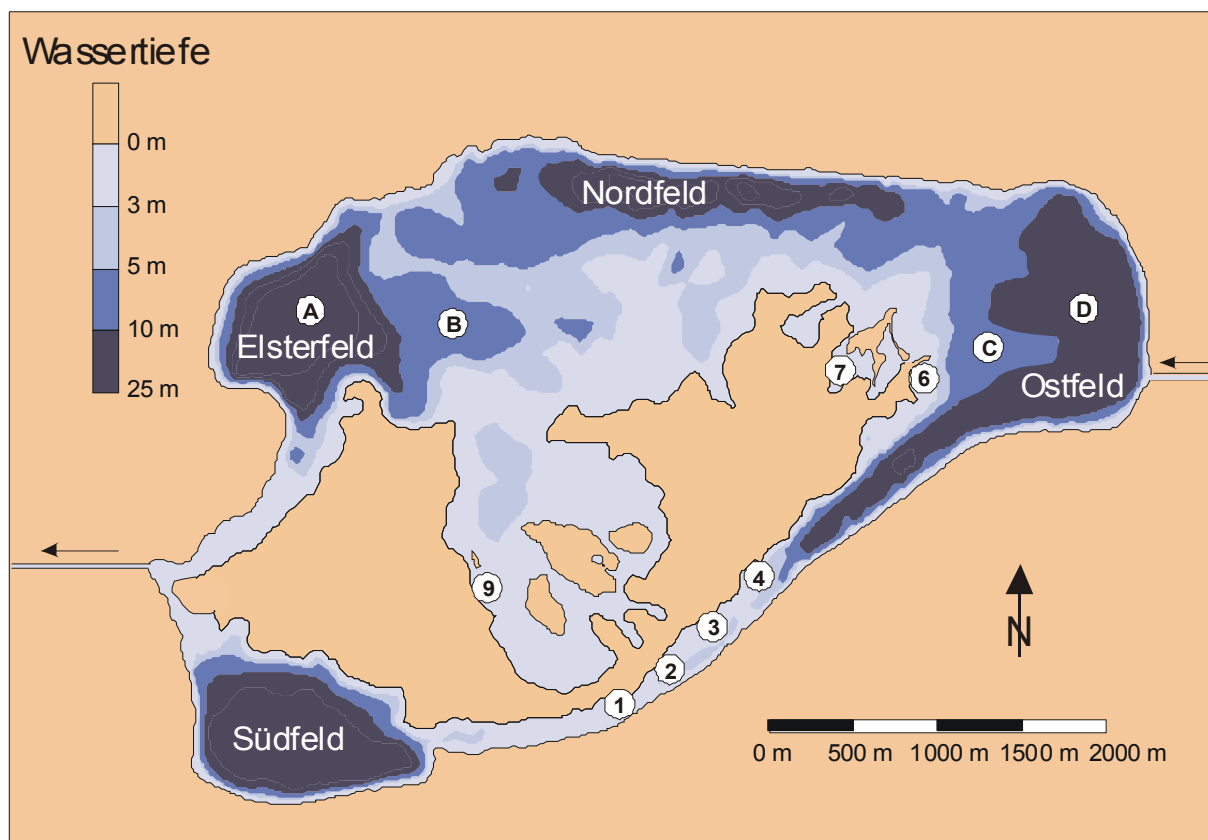


Abb. 5: Lage der Messstellen im Senftenberger See.

Messstellen in den nicht versauerten Seebereichen

Zur Untersuchung der Fischverteilungsmuster sowie der begleitenden biotischen und abiotischen Parameter wurde der pH-neutrale Teil des Senftenberger Sees in die nachfolgend spezifizierten sechs Habitattypen untergliedert, von denen vier dem Benthos und zwei dem Pelagial zuzuordnen sind (vgl. Abb. 5 und 7):

- **Phytal** (Messstellen 3 und 7): Durch dichte Bestände submerser Makrophyten (v.a. submerse Bestände der Zwiebelbinse *Juncus bulbosus*) strukturierte Litoralbereiche mit einer Wassertiefe von maximal 3 m. Details zur Lage der beiden Messstellen sind in Tabelle 3 aufgeführt. Die Bucht, in der sich Messstelle 7 befindet, verfügt nur über eine schmale Verbindung zum Rest des Sees. Die Wassertiefe der Verbindung und somit vermutlich auch die Passierbarkeit für Fische ist wasserstandsabhängig. Bei niedrigen Wasserständen kommt es zusätzlich zu einer Versauerung der Bucht (vgl. Kap. 3.1.2). Deshalb wurde Messstelle 7 nur bei denjenigen Probenahmen berücksichtigt, bei denen ein hoher Wasserstand einen neutralen pH-Wert an der Messstelle sowie einen Wasserstand von mindestens 50 cm an der flachsten Stelle der Verbindung zwischen Messstelle 7 und dem Hauptteil des Sees gewährleistete.
- **Flaches Litoral** (Messstellen 4, 6 und 9): Strukturarme Litoralbereiche mit einer Wassertiefe von maximal 3 m. Details zu den drei Messstellen sind in Tabelle 3 aufgeführt. Sie unterschieden sich in ihrer Wind- und Wellenexposition, der Entfernung zu den tiefen Becken und der Entfernung zu den durch Makrophyten stark strukturierten Bereichen (vgl. Abb. 5 und 24, Tab. 3).
- **Tiefes Litoral** (Messstellen B und C): Strukturarme, tiefe Litoralbereiche, die uferfern an das *Flache Litoral* anschließen. Ausgehend von einer mittleren Sichttiefe von 3,2 m im Jahr 1996 (SENSEL 1997) wurde die Untergrenze der euphotischen Zone und damit die Grenze zwischen Litoral und Profundal nach TILZER (1988) auf

$$5 \cdot \sqrt{3,2} \approx 9 \text{ m}$$

geschätzt. Die Wassertiefe, in der die Grundstellnetze ausgebracht wurden, lag zwischen 5 m und 9 m. Während der Sommerstagnation wurde die Untergrenze dabei so gewählt, dass alle Netze im Epilimnion positioniert waren.

- **Profundal** (Messstellen A und D): Tiefenzone des Benthalsbereichs. Die Wassertiefe, in der die Grundstellnetze ausgebracht wurden, betrug 15-23 m.

- ***Pelagial Epilimnion*** (Messstellen A und D): Obere Lamelle des Freiwasserkörpers von der Wasseroberfläche bis zum Beginn des Metalimnions, jedoch maximal bis in eine Wassertiefe von 9 m. Das *Pelagial Epilimnion* wurde tiefenstratifiziert mit 2 Sätzen pelagischer Kiemenstellnetze befischt. Der Netzsatz *Pelagial Epilimnion oben* befischte die Wasserlamelle von der Wasseroberfläche bis in 3-4 m Wassertiefe, der Netzsatz *Pelagial Epilimnion unten* die Wasserlamelle zwischen 3-4 m Wassertiefe und 6-9 m Wassertiefe.
- ***Pelagial Hypolimnion*** (Messstellen A und D): Tiefenbereich des Pelagials unterhalb der Thermokline; im ungeschichteten See unterhalb von 9 m. Es wurde mit pelagischen Kiemenstellnetzen befischt.

Tab. 3: Charakteristik der fünf Messstellen der Habitattypen Phytal und Flaches Litoral.

Habitattyp	Messstellenbezeichnung	Wassertiefe an der Messstelle	Distanz zwischen Messstelle und Uferlinie	Distanz zwischen Messstelle und der 10 m-Tiefenlinie	Wind- und Wellenexposition
<i>Phytal</i>	3	1,2-3,4 m	30-70 m	530 m	gering
<i>Phytal</i>	7	1,0-3,0 m	50 m	1000 m	sehr gering
<i>Flaches Litoral</i>	4	1,2-3,0 m	40-120 m	260 m	gering
<i>Flaches Litoral</i>	6	1,4-2,8 m	50-100 m	190 m	hoch
<i>Flaches Litoral</i>	9	1,6-3,0 m	20-40 m	1400 m	gering

2.1.2 Olbasee und Erika-See

Während der Einfluss der Seemorphologie und der Habitatstruktur auf die Verteilung und Funktion der Fischgemeinschaft ausschließlich im Senftenberger See untersucht wurde, wurde die Säuretoleranz einheimischer Fischarten unter den hydrochemischen Bedingungen versauerter ostdeutscher Tagebauseen zusätzlich stichpunktartig im Olbasee und im Erika-See untersucht.

Der Olbasee bei Kleinsaubernitz in Sachsen ist ein geogen versauerter Lausitzer Tagebausee (pH 3,5-4,1). Er wurde im Zeitraum von 1927 bis 1932 geflutet und weist eine Wasseroberfläche von 50 ha sowie eine maximale Tiefe von 32 m auf. Der Olbasee verfügt in weiten Bereichen über ein gewachsenes Ufer. Dieses bietet eine ausreichende Untergrundfestigkeit für die Etablierung von emersen und submersen Makrophyten, so dass sich ein ausgedehnter Schilfgürtel und dichte submerse Bestände der Zwiebelbinse (*Juncus bulbosus*) entwickelt haben. Daten zur Hydrochemie des Olbasees wurden von der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft bereitgestellt (Tab. 4).

Der Erika-See (Abb. 6) ist ein dem Senftenberger See benachbarter Tagebausee. Er ist zusammen mit dem Kortitzmühler See, mit dem er verbunden ist, aus dem Tagebau Laubusch hervorgegangen. Nach Beendigung der Kohleförderung im Jahr 1962 füllte sich das Restloch mit Grundwasser. Zusätzlich erfolgte die Einleitung von Grubenwässern aus aktiven Tagebauen, von Abwasser aus einer Aluminiumhütte und einem Kraftwerk, sowie von kommunalem Abwasser. Schon während der Flutung wurde Kraftwerksasche eingespült. Der Endwasserstand wurde 1970 erreicht.

Tab. 4: Hydrochemie des Olbasees und des Erika-Sees. Datenquellen: **Olbasee:** eigene Messdaten 1997; unveröffentlichte Messdaten der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Referat Fischerei von 1993 und 1994 (J. Signer, pers. Mitt.); **Erika-See:** Messdaten der BTU Cottbus aus den Jahren 1998 und 1999 im mittleren Seebecken (NIXDORF et al. 2001, ergänzt durch unveröffentlichte Messdaten (D. Leßmann, pers. Mitt.)). Messwerte aus dem anoxischen Hypolimnion wurden nicht berücksichtigt.

	Olbasee	Erika-See
pH-Wert	3,5-4,1	4,3-6,8
Leitfähigkeit [$\mu\text{S cm}^{-1}$]	507-612	600-840
Na [mg L^{-1}]		37-70
K [mg L^{-1}]		5,0-9,3
Ca [mg L^{-1}]	70-76	62-98
Mg [mg L^{-1}]	11-13	9-12
Cl ⁻ [mg L^{-1}]	21-25	22-26
SO ₄ ²⁻ [mg L^{-1}]	220-264	139-406
Fe ges. gel. [mg L^{-1}]	0,50-4,12	< 0,1-0,3
Fe ²⁺ [mg L^{-1}]		< 0,2
Al _{td.} [mg L^{-1}]	0,02	< 0,3-0,5
Mn [mg L^{-1}]		0,4-1,2
As [$\mu\text{g L}^{-1}$]		< 5
Cd [$\mu\text{g L}^{-1}$]		< 0,5-3,9
Cu [$\mu\text{g L}^{-1}$]	0,4-14,6	< 20
Ni [$\mu\text{g L}^{-1}$]		< 10-30
Pb [$\mu\text{g L}^{-1}$]		< 5
Zn [$\mu\text{g L}^{-1}$]		< 40-66
DOC [mg L^{-1}]		1,7-6,4

Nach Beendigung der Flutung wurde der Erika-See bis Anfang der 1990er Jahre als Flusskläranlage verwendet, um die Belastung der Schwarzen Elster mit sauren Grubenwässern und

alkalischen Industrieabwässern zu verringern. In diesem Zeitraum wurde auch weiterhin kommunales Abwasser eingeleitet und Kraftwerksasche eingespült (FRIESE et al. 1998, D. Leßmann, pers. Mitt.). Dennoch ist der See heute als mesotroph einzustufen (NIXDORF et al. 2001).

Der Erika-See hatte zum Untersuchungszeitpunkt eine Wasserfläche von 170 ha. Am Ufer hat sich ein ausgedehnter Schilfgürtel ausgebildet, während submerse Makrophyten weitgehend fehlen. Der See ist in drei Seebecken gegliedert (Abb. 6). Das östliche Becken mit den Messstellen 1 und 2 hat eine Fläche von ungefähr 60 ha und eine Tiefe von 1,5-4,0 m. Der mittlere Bereich mit den Messstellen 3 und 4 wird von einer 8,0-13,5 m tiefen und 54 ha großen Rinne gebildet, während das westliche Becken (Messstellen 5 und 6) mit einer Fläche von 56 ha und Wassertiefen von 2,0-4,0 m wieder einen Flachwasserbereich darstellt. Das östliche und das westliche Becken sind polymiktisch, das mittlere Seebecken ist hingegen im Sommerhalbjahr stabil geschichtet. Dabei wird das Hypolimnion des mittleren Beckens im Spätsommer anoxisch, während sein Epilimnion aufgrund des Einstroms von saurem Kippengrundwasser versauert, wobei die pH-Werte bis auf ca. 4,3 zurückgehen (NIXDORF et al. 2001). Daten zur Hydrochemie des Erika-Sees lagen für das mittlere Becken in Form von Analysen der BTU Cottbus aus den Jahren 1998 und 1999 vor (Tab. 4). Für die anderen beiden Seebecken sind keine hydrochemischen Daten bekannt.

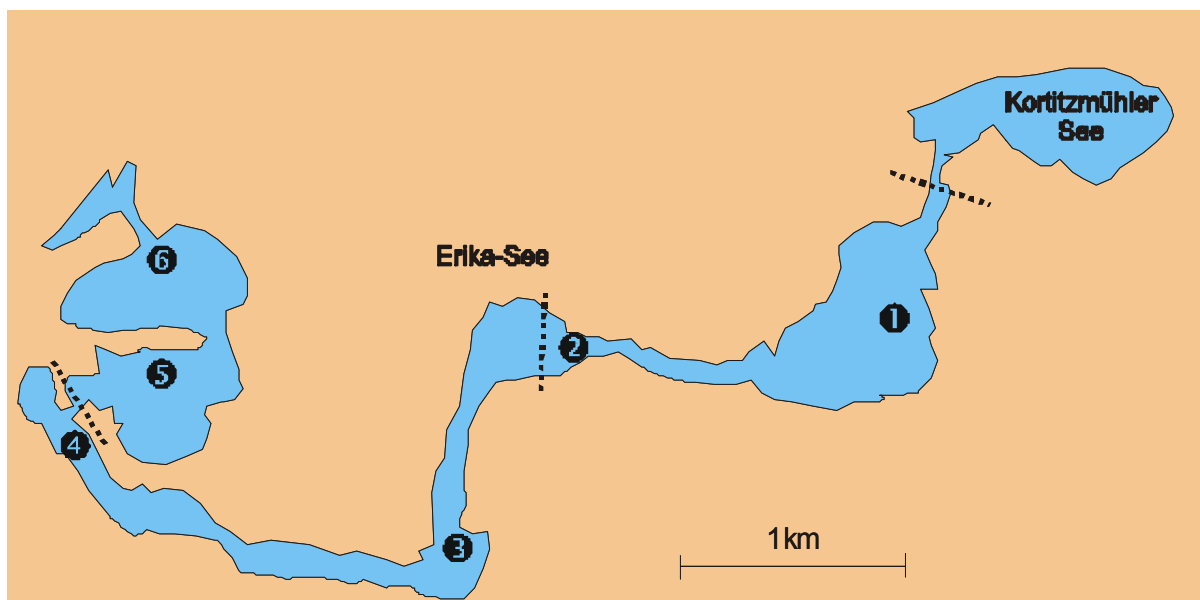


Abb. 6: Erika-See. Die Zahlen 1-6 kennzeichnen die Lage der Messstellen, die gepunkteten Linien symbolisieren die Grenzen zwischen den Teilbecken.

2.2 Physikalisch-chemische Parameter

Temperatur-, Sauerstoff-, Leitfähigkeits- und pH-Tiefenprofile wurden mit einer Multiparametersonde (Horiba, Typ Waterchecker U10 oder Hydrolab, Typ H20) aufgenommen. Im Senftenberger See wurde an den Messstellen im *Phytal* und *Flachen Litoral* sowie in den tiefen Becken Elsterfeld (Messstelle A) und Ostfeld (Messstelle D) zu Beginn jeder Woche, in der dort eine Befischung stattfand, ein Tiefenprofil der genannten Parameter erstellt. Gleichzeitig mit dem Tiefenprofil wurde die Sichttiefe mit einer Secchischeibe bestimmt.

Bei der Erfassung der Fischverteilung innerhalb des pH-Gradienten im Senftenberger See sowie bei den Befischungen im Olbasee und Erika-See wurde stets vor Beginn des Befischens ein Tiefenprofil mit der Multiparametersonde erstellt. Beim Einholen der Netze wurde der pH-Wert erneut gemessen.

Isoplethendiagramme der Sauerstoffkonzentration, der Wassertemperatur und des pH-Wertes wurden mithilfe des Programms ISO (Aquasoft 1999) erstellt.

2.3 Strukturelle Komplexität

Die sandigen Uferbereiche des Senftenberger Sees sind frei von überhängenden Bäumen und arm an Totholz. Strukturelle Komplexität gibt es nur in denjenigen Bereichen, die von emersen oder submersen Makrophyten besiedelt sind. Die Verteilung und Dichte strukturbildender submerser Makrophyten wurde regelmäßig während des gesamten Untersuchungszeitraums erfasst. Dabei lag der Fokus nicht auf einer vollständigen floristischen Erfassung, sondern auf einer Erfassung derjenigen Makrophytenbestände, die aufgrund ihrer Wuchshöhe und ihres Deckungsgrades die strukturelle Komplexität für die Fische erhöhen. Hierzu kamen zwei Verfahren zum Einsatz:

Flächenhafte Makrophytenerfassung

Um einen flächenhaften Überblick über die Makrophytenvorkommen im Senftenberger See zu erhalten, wurden die Litoralbereiche des gesamten Sees in den Jahren 1996 und 1997 jeweils zweimal und 1998 an sechs Terminen abgefahren. Dabei wurde das Vorhandensein emerser und submerser Vegetation in den flachen Litoralbereichen erfasst. Zur Erfassung der submersen Vegetation wurden die Litoralbereiche bis zu einer Wassertiefe von ungefähr 1,5 m schnorchelnd oder mit einem Guckrohr inspiziert. Die tieferen Litoralbereiche wurden im August/September 1996 und im August 1997 mit einer selbst konstruierten Makrophytendredge beprobt. Diese bestand aus einem Netz aus Eisenketten, welches durch ein 1,5 m

langes, massives Eisenrohr quer zur Schlepprichtung offen gehalten wurde. Mit diesem Kettennetz wurde der Seeboden gedredged. Die Fängigkeit für Makrophyten wurde zuvor an Messstellen mit bekannten Makrophytenvorkommen überprüft.

Erfassung der strukturellen Komplexität an den Messstellen

Im Untersuchungsjahr 1997 wurden die Makrophyten an den litoralen Messstellen 1-4 einmal im Frühjahr (25.03.1997) und einmal im Spätsommer (19.08.1997) taucherisch erfasst. Im Untersuchungsjahr 1998 erfolgte die taucherische Erfassung der submersen Makrophyten an allen Messstellen der Habitattypen *Phytal*, *Flaches Litoral* und *Tiefes Litoral* einmal im Juni und einmal im Spätsommer (20.08.–02.09.1998). Bei der taucherischen Makrophytenerfassung im Spätsommer wurden die Messstellen zusätzlich noch einmal umfassend charakterisiert. Hierbei wurde an jeder untersuchten Messstelle der Bedeckungsgrad mit Makrophyten und sonstigen benthischen Strukturelementen (z.B. Ästen sowie Steinen und Kohlestücken > 10 cm) anhand einer fünfstufigen Skala visuell abgeschätzt. Zusätzlich wurden die dominierenden Korngrößen auf der Sedimentoberfläche visuell erfasst. Der Einsatz eines Rahmens zur Abschätzung des Bedeckungsgrades erwies sich aufgrund der hohen räumlichen Heterogenität als nicht praktikabel. Stattdessen wurden an jeder Messstelle mehrere Transekte betaut.

2.4 Sedimentbeschaffenheit

Um Informationen über die Ähnlichkeit der drei Messstellen des *Flachen Litorals* sowie über Unterschiede zwischen den Habitattypen *Flaches Litoral* und *Tiefes Litoral* zu gewinnen, wurde auch die Korngrößenverteilung bestimmt. Hierzu wurden mit einem Stechrohr (Firma Uwitec, Mondsee, Österreich) Sedimentproben an allen Messstellen des *Flachen Litorals* und des *Tiefen Litorals* entnommen. An jeder Messstelle wurden drei Sedimentkerne gewonnen. Für die Korngrößenanalyse wurden jeweils die oberen 10 cm der Sedimentkerne verwendet. Die drei Proben einer Messstelle wurden vereinigt, getrocknet und - wie von SCHWOERBEL (1994) beschrieben - mithilfe eines genormten Siebsatzes und einer Schüttelmaschine in die einzelnen Größenfraktionen aufgeteilt und gewogen.

2.5 Zooplankton

Im Untersuchungsjahr 1998 erfolgte im Senftenberger See von April bis Oktober monatlich eine Zooplanktonprobenahme mit einem 7-Liter Plexiglas Fallschöpfer nach DÖRING (beschrieben in HOEHN et al. 1998). An den Messstellen 4, 6 und 9 im *Flachen Litoral* wurden

zu jedem Termin jeweils drei Wasserschöpfer aus 0,3-1,0 m Wassertiefe entnommen, im *Pelagial* des Ostfelds (Messstelle D) und des Elsterfelds (Messstelle A) jeweils ein Wasserschöpfer aus den Tiefen 0,3-1,0 m, 2,3-3,0 m und 4,3-5,0 m. Aus dem Inhalt der drei Wasserschöpfer wurde eine Mischprobe gebildet und über einen Gazetrichter mit einer Maschenweite von 63 µm eingeeengt. Die Probe wurde in einer 5%igen Formaldehydlösung fixiert und aufbewahrt.

Tab. 5: Verwendete Regressionen für die Berechnung der Biomasse des Crustaceenplanktons aus seiner Länge (FM:=Frischmasse; TM:=Trockenmasse; L:=Länge).

Zähltaxon	Messstrecke	Regression	Quelle
Calanoide Copepoden	Prosomenlänge	$FM [\mu g] = 149 \cdot L [mm]^{2,60}$	KAWABARA & URABE (1998), korrigiert von TM in FM
Copepodite	Prosomenlänge	$FM [\mu g] = 149 \cdot L [mm]^{2,60}$	siehe Calanoide Copepoden
Cyclopoide Copepoden	Prosomenlänge	$FM [\mu g] = 55 \cdot (L [mm] / 0,65)^{2,73}$	MEHNER et al. (1995)
<i>Daphnia spec.</i>	Totallänge	$FM [\mu g] = 74 \cdot L [mm]^{2,92}$	KOROBOZOWOI (1974), zitiert von BOLLENBACH (1998)
<i>Ceriodaphnia spec.</i>	Totallänge	$FM [\mu g] = 74 \cdot L [mm]^{2,92}$	siehe <i>Daphnia spec.</i>
<i>Bosmina spec.</i>	Totallänge	$FM [\mu g] = 124 \cdot L [mm]^{2,18}$	BOTTRELL et al. (1976)
<i>Leptodora kindtii</i>	Totallänge	$FM [\mu g] = 12,5 \cdot L [mm]^{2,67}$	HORN (1978), zitiert von MEHNER et al. (1995)
<i>Chydorus spec.</i>	Totallänge	$FM [\mu g] = 232 \cdot L [mm]^{2,70}$	MEHNER et al. (1995)

Beim Auszählen wurden Copepoden in Calanoidea und Cyclopoidea sowie in Copepodite unterteilt. Cladoceren wurden bis auf Gattungsniveau bestimmt. Von jeder Probe wurden so viele Unterproben ausgezählt, bis von allen häufigen Zählkategorien mindestens 50 Individuen ausgezählt waren. In jedem Monat wurden (soweit vorhanden) 30 Individuen jeder Zählkategorie vermessen. Die Bestimmung der Biomasse erfolgte unter Verwendung der in Tabelle 5 aufgeführten Regressionsgleichungen. Bei den calanoiden Copepoden und den Copepoditen erfolgte die Umrechnung der berechneten Trockenmasse in Frischmasse unter der Annahme, dass die Trockenmasse 10% der Frischmasse beträgt (LAUDE 2002).

Da nicht bekannt war, wie stark der verwendete Wasserschöpfer ein Fluchtverhalten des größeren Crustaceenplanktons auslöst, wurden bei jeder Probenahme parallel zu den Schöpferproben an den Messstellen A und D jeweils zwei vertikale Netzzüge über die oberen fünf Meter der Wassersäule mit einem Plankton-Netz nach APSTEIN mit Aufsatzkegel durchgeführt (Öffnung des Aufsatzkegels 17 cm; Maschenweite des Netzes 250 µm; Fa. Hydrobios, Kiel). Das Fixieren und Auszählen der Proben erfolgte wie bei den Schöpferproben.

2.6 Zoobenthos

Das Makrozoobenthos des Senftenberger Sees wurde an fünf Terminen von April bis Oktober 1998 durch Detlef Franek erfasst und ausgezählt. Die Probenahme erfolgte mit Stechrohren der Firma Uwitec (Mondsee, Österreich) in den Habitattypen *Flaches Litoral* (Wassertiefe 1,2-2,8 m) und *Tiefes Litoral* (Wassertiefe 4,5-8,5 m). Die beprobte Fläche eines Stechrohres betrug 28,3 cm². Die Proben wurden unmittelbar nach der Probenahme mit Hilfe eines Benthossiebes (Maschenweite 500 µm) ausgesammelt und mit einer 4%igen Formaldehydlösung fixiert.

2.7 Fische

2.7.1 Befischungsmethode

Die wichtigste Fangmethode zur Erfassung des Fischbestandes und der Verteilungsmuster einzelner Fischarten waren Kiemenstellnetze gestaffelter Maschenweiten. In den Habitattypen *Phytal* und *Flaches Litoral* des Senftenberger Sees sowie im Olbasee und Erika-See kam zusätzlich ein Elektrofischereigerät zum Einsatz, um die Fische der ufernahen Flachwasserbereiche mit Wassertiefen < 1,0 m zu erfassen. Hierdurch sollten Informationen über die Fischgemeinschaft in dem aufgrund seiner geringen Wassertiefe mit Stellnetzen nicht befischbaren ufernächsten Bereich gewonnen werden. Um die Vergleichbarkeit mit den Stellnetzfangen sicherzustellen, wurden für die Berechnung der Artenzusammensetzung nur die Fische mit einer Länge von mindestens 5 cm berücksichtigt. Als ergänzende qualitative Methode zur Erfassung des Vorkommens von Fischen in den Flachwasserbereichen wurden diese Bereiche im Senftenberger See in unregelmäßigen Abständen mit dem Boot abgefahren bzw. am Außenufer auch abgegangen und das Auftreten von Fischen visuell erfasst.

Die Verteilung der Fische innerhalb des pH-Gradienten im Senftenberger See wurde in den Jahren 1996 bis 1998 untersucht. Die Befischungen erfolgten mit Stellnetzen. Aufgrund relativ niedriger Aluminiumkonzentrationen (vgl. Tab. 2) ist der pH-Bereich zwischen pH 4,5 und pH 5,5 im Senftenberger See nur schwach gepuffert, so dass innerhalb des pH-Gradienten ein sprunghafter pH-Anstieg aus dem eisengepufferten Bereich (pH 2-4) in den carbonatgepufferten Bereich (pH 6-8) erfolgt. Im Übergangsbereich zwischen dem eisengepufferten und dem carbonatgepufferten Bereich liegt eine sehr heterogene Verteilung der pH-Werte vor. Darüber hinaus verschiebt sich dieser Bereich in Abhängigkeit von Wasserstand und Windrichtung, so dass der Bereich zwischen pH 4,5 und pH 5,5 im Senftenberger See nicht beprobt werden konnte.

Die Netze wurden so positioniert, dass sich alle Netze eines Netzsatzes in einem der vier pH Bereiche 3,2-3,5, 3,6-4,5, 5,6-6,5 oder 6,6-7,5 befanden. Aufgrund des eingeschränkten Platzangebotes an den Messstellen 1 und 2 wurden dort nur die Netze der Maschenweiten 6-55 mm verwendet. Deshalb wurden die mit 65 mm Maschenweite an den Messstellen 3, 4 und 7 gefangenen Fische bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Die beiden sauersten Bereiche (pH 3,2-3,5 und pH 3,6-4,5) wurden an jeweils 8 Terminen, der Bereich mit pH 5,6-6,5 an 13 Terminen und der Bereich mit pH 6,6-7,5 an 10 Terminen für jeweils eine Nacht befischt.

Zur Untersuchung des Einflusses der Seemorphologie und der Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft wurden in den nicht versauerten Seeteilen des Senftenberger Sees die Messstellen der sechs Habitattypen *Phytal*, *Flaches Litoral*, *Tiefes Litoral*, *Profundal*, *Pelagial Epilimnion* und *Pelagial Hypolimnion* von April 1998 bis Oktober 1998 monatlich sowohl nachts als auch tagsüber mit Kiemenstellnetzen beprobt (vgl. Anhang 1). An den Messstellen der Habitattypen *Phytal* und *Flaches Litoral* erfolgten tagsüber zusätzlich Befischungen mit dem Elektrofischereigerät.

Der Olbasee wurde im September 1997 mit Grundstellnetzen und pelagischen Stellnetzen beprobt. Die zwei Netzsätze wurden für eine Nacht im Epi- und Metalimnion ausgebracht. Zusätzlich wurde das Litoral mit dem Elektrofischereigerät befischt.

Die Verteilung der Fische im Erika-See wurde im August 1999 mit Stellnetzen sowie mit dem Elektrofischereigerät untersucht. Es kamen drei Stellnetzsätze zum Einsatz, die in zwei aufeinander folgenden Nächten ausgebracht wurden, so dass insgesamt sechs Messstellen befischt wurden (vgl. Abb. 6). An den Messstellen 3 und 4 betrug die Wassertiefe 8,0-13,5 m. Hier wurden pelagische Netze im Epilimnion (0-4 m Wassertiefe) eingesetzt, während an den anderen vier Messstellen bei Wassertiefen zwischen 1,7 m und 3,0 m Grundstellnetze verwendet wurden.

Kiemennetze

Es wurden Kiemenstellnetze gestaffelter Maschenweiten verwendet (Einstellverhältnis: 0,5; Netzhöhe: Grundstellnetze 1,4-2,0 m, pelagische Netze 1,9-3,6 m; monofiles PA-Netzgarn, 0,11-0,28 mm Garnstärke). Im Senftenberger See bestand ein Netzsatz aus Netzen der Maschenweiten 6, 8, 10, 12, 15, 18, 22, 26, 32, 38, 45, 55 und 65 mm. Im Olbasee und im Erika-See wurde dieser Netzsatz noch um die Maschenweite 75 mm erweitert. Die Staffelung der Maschenweiten entspricht einer geometrischen Reihe mit dem Faktor 1,2-1,3 und weist damit für Barsche ab einer Länge von ungefähr 5 cm eine weitgehend konstante Fängigkeit auf

(JENSEN 1986, APPELBERG et al. 1995, KURKILAHTI & RASK 1996, RADKE 1998). Aufgrund der vergleichbaren Körperform sollte der Netzsatz auch weitgehend längenunselektiv für Zander und Maränen sein. Bei Plötzen steigt die Netzselektivität mit zunehmender Körperlänge leicht an, d.h. die größeren Plötzen sind in den Fängen leicht überrepräsentiert (RADKE 1998, APPELBERG 2000).

Die Netze wurden zwei Stunden vor Sonnenuntergang ausgebracht und zwei Stunden nach Sonnenaufgang wieder eingeholt („Nachtfänge“). Im Senftenberger See wurden zusätzlich auch tagsüber Netze gestellt, um Informationen über tagesperiodische Habitatwechsel zu erlangen. Zur genaueren Differenzierung der Aktivitätszeiten innerhalb des Zeitfensters der Nachtfänge wurden im Oktober und November 1997 die drei Lichtphasen „Abenddämmerung“, „Dunkelheit“ und „Morgendämmerung“ in den Habitattypen *Phytal*, *Flaches Litoral*, *Pelagial Epilimnion* und *Profundal* getrennt befischt. Der erste Befischungszyklus (14.-16.10.1997) erfolgte bei Vollmond, der zweite Befischungszyklus (03.-04.11.1997) drei Tage nach Neumond. Zur Beprobung der Abenddämmerung und der Morgendämmerung wurden die Netze zwei Stunden vor Sonnenuntergang bzw. zwei Stunden vor Sonnenaufgang ausgebracht und jeweils nach ca. vier Stunden wieder eingeholt. Zur Beprobung der Dunkelheit wurden die Netze zwei Stunden nach Sonnenuntergang ausgebracht und zwei Stunden vor Sonnenaufgang wieder eingeholt; die mittlere Stelldauer betrug 9,5 Stunden.

Von allen Fischen wurde die Totallänge (TL, auf 1 mm genau bei Fischen < 10 cm und auf 5 mm genau bei Fischen ≥ 10 cm) bestimmt. Von einer Unterprobe der Fische wurde die Frischmasse (FM, auf 0,1 g genau bei Fischen < 1000 g und auf 1 g genau bei Fischen ≥ 1000 g) bestimmt. Zur Berechnung der Frischmasse der übrigen Fische wurden die mittleren Längen-Gewichts-Beziehungen als *Geometric Mean*-Regressionen berechnet (RICKER 1973, 1984) (Tab. 6).

Tab. 6: Für den Senftenberger See erstellte Regressionen zwischen Fischlänge und -biomasse (FM:=Frischmasse; TL:=Totallänge).

Art	Längenbereich [cm]	Regression
Barsch	4,4-36,5	$FM [g] = 0,0066 \cdot TL [cm]^{3,220}$
Blei	9,4-48,5	$FM [g] = 0,0085 \cdot TL [cm]^{3,043}$
Güster	6,8-32,0	$FM [g] = 0,0042 \cdot TL [cm]^{3,329}$
Hecht	11,1-75,5	$FM [g] = 0,0035 \cdot TL [cm]^{3,153}$
Kaulbarsch	5,7-13,5	$FM [g] = 0,0105 \cdot TL [cm]^{3,030}$
Maräne	9,5-30,5	$FM [g] = 0,0027 \cdot TL [cm]^{3,373}$
Plötze	4,8-31,0	$FM [g] = 0,0060 \cdot TL [cm]^{3,225}$
Rotfeder	8,4-33,5	$FM [g] = 0,0065 \cdot TL [cm]^{3,244}$
Zander	23,5-86,5	$FM [g] = 0,0032 \cdot TL [cm]^{3,249}$

Bei einer Unterprobe der Fänge wurde das Geschlecht bestimmt und die Gonadenreife nach der sechsstufigen Skala von NIKOLSKY (1963) geschätzt. Zusätzlich wurde der

Gonadosomatische Index (GSI) = Gonadengewicht / Frischmasse des Fisches

bestimmt.

Numerische Einheitsfänge und Biomassen-Einheitsfänge wurden berechnet, indem die Fänge jedes einzelnen Netzes auf eine Netzfläche von 20 m² korrigiert und anschließend die so berechneten Fänge über alle Maschenweiten aufsummiert wurden.

Elektrofischereigerät

Zur ergänzenden Befischung der ufernächsten Bereiche wurde ein batteriebetriebenes Gleichstrom-Elektrofischereigerät vom Typ EFG 4000 (Fa. Bretschneider Spezialelektronik, Leistung: 4 kW) eingesetzt. Die Befischung erfolgte tagsüber vom Boot aus. Im Senftenberger See wurden je Messstelle im Mittel 47 Punkte befischt, wobei der Abstand zwischen zwei aufeinander folgenden Befischungspunkten im Mittel 6 m betrug. Im Olbasee wurde die gesamte Uferlinie stichpunktartig befischt. Im Erika-See wurde der Schilfgürtel an den Messstellen 1, 3, 5 und 6 (vgl. Abb. 6) für jeweils 30 min befischt. Dies entsprach einer befischten Uferlänge von jeweils ca. 650 m.

2.7.2 Berechnung der Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaft

Die Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees wurde anhand der Stellnetz-Nachtfänge des Jahres 1998 berechnet. Für jeden der sieben Untersuchungsmonate

April-Oktober wurde die relative Artenzusammensetzung zunächst getrennt berechnet. Aus den sieben unabhängigen Berechnungen wurde die mittlere Artenzusammensetzung des Gesamtfischbestandes als arithmetisches Mittel bestimmt.

Die Berechnung der Artenzusammensetzung erfolgte tiefenstratifiziert. Hierzu wurde der Senftenberger See in drei Strata unterteilt (Abb. 7). Stratum 1 erstreckte sich stets von der Wasseroberfläche bis in 3 m Wassertiefe und beinhaltete die Messstellen der Habitattypen *Phytal*, *Flaches Litoral* und *Pelagial Epilimnion oben*. Stratum 2 umfasste den darunter liegenden Teil des Epilimnions und den oberen Teil des Metalimnions mit den Messstellen der Habitattypen *Tiefes Litoral* und *Pelagial Epilimnion unten*, Stratum 3 den unteren Teil des Metalimnions und das Hypolimnion mit den Messstellen der Habitattypen *Profundal* und *Pelagial Hypolimnion*. Die Grenze zwischen Stratum 2 und 3 variierte im Jahresgang in Abhängigkeit der Lage der Thermokline (Tab. 8). Zur Berechnung der Volumen- und Flächenanteile einzelner Strata und Messstellen wurden nur diejenigen Seeteile herangezogen, in denen der pH-Wert $\geq 5,5$ und die Sauerstoffkonzentration ≥ 2 mg/L war. Die Volumen- und Flächenberechnungen wurden anhand der Füllkurve und der digitalen Tiefenkarte des Sees ermittelt (F. Werner, DGFZ, unveröffentlichte Daten), die Flächenanteile der einzelnen Habitattypen aufgrund der Ortskenntnis, der digitalen Tiefenkarte und einer Flächenbestimmung anhand von Satellitenfotos (Programm D-Sat 2.0).

Der Einheitsfang der unteren beiden Strata wurde jeweils als arithmetischer Mittelwert der Einheitsfänge aller Netzsätze in diesem Stratum im jeweiligen Monat berechnet. Der Einheitsfang des obersten Stratums (0-3 m) wurde in einem Teilarealverfahren bestimmt, da in diesem Stratum der Fischereiaufwand sehr ungleich auf die verschiedenen Habitattypen verteilt war. Hierbei wurde zunächst der mittlere Einheitsfang für jeden der drei Habitattypen (*Phytal*, *Flaches Litoral*, *Pelagial Epilimnion oben*) und anschließend ein am Flächenanteil der verschiedenen Habitattypen gewogenes Mittel berechnet (Tab. 7).

Tab. 7: Berechnung des Gesamtfischbestandes: Habitattypen in Stratum 1 (0-3 m). Zur Lage der Messstellen A (Elsterfeld), D (Ostfeld) sowie 3-9 vgl. Abb. 5.

Habitattyp	Messstellen	Anzahl Netzsätze/Monat	repräsentierte Fläche [ha]	Anteil an der Gesamtfläche von Stratum 1
<i>Phytal</i>	3, 7	1-3	15	2%
<i>Flaches Litoral</i>	4, 6, 9	3-4	310	34%
<i>Pelagial</i>	A Epilimnion oben D Epilimnion oben	2-3	585	64%

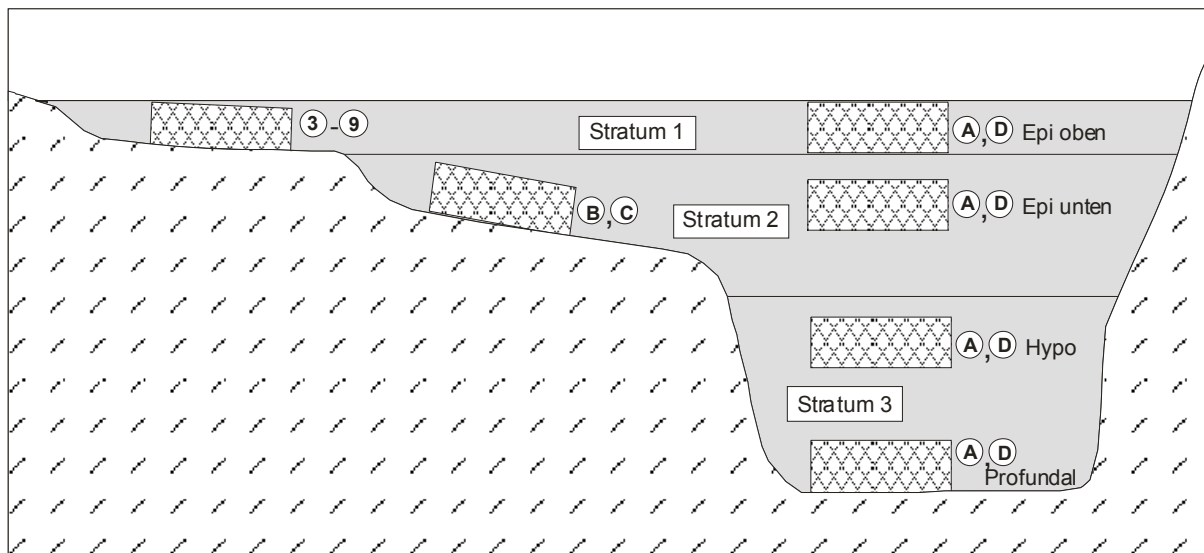


Abb. 7: Unterteilung des Senftenberger Sees in drei Strata für die Berechnung der Artenzusammensetzung des Gesamtfischbestands. Zur horizontalen Lage der Messstellen A-D und 3-9 vgl. Abb. 5.

Tab. 8: Teilvolumina der drei Strata, in die der Senftenberger See zur Berechnung der Artenzusammensetzung des Gesamtfischbestandes unterteilt wurde („für Fische besiedelbares Wasservolumen“ = Seevolumen, in dem die Sauerstoffkonzentration in dem entsprechenden Untersuchungszeitraum mindestens 2 mg/L betrug).

Stellzeitraum	Wasserstand [m NN]	gesamtes/ für Fische besiedelbares Wasservolumen [Mio. m ³]	Wassertiefe des Stratum <i>Wasservolumen [Mio. m³] des Stratum</i>		
			Stratum 1	Stratum 2	Stratum 3
15.-24.04.1998	98,8		0-3,0 m	3,0-10 m	>10 m
		62,0	22,0	26,0	14,0
07.-15.05.1998	98,8		0-3,0 m	3,0-10 m	>10 m
		62,0	22,0	26,0	14,0
09.-19.06.1998	98,7		0-3,0 m	3,0-8,0 m	>8,0 m
		60,0	21,0	20,0	19,0
07.-16.07.1998	98,6		0-3,0 m	3,0-8,0 m	>8,0 m
		59,5	20,5	20,0	19,0
12.-21.08.1998	98,5		0-3,0 m	3,0-7,5 m	>7,5 m
		58,8/ 52,8	20,5	18,3	14,0
15.-24.09.1998	98,2		0-3,0 m	3,0-9,5 m	>9,5 m
		56,0/ 50,0	19,5	22,5	8,0
06.-16.10.1998	98,0		0-3,0 m	3,0-8,0 m	>8,0 m
		54,4/ 53,0	19,0	18,5	15,5

Der Einheitsfang für den gesamten See wurde für jeden Monat als Mittelwert aus den drei Strata ermittelt, wobei die Strata entsprechend ihrem Volumenanteil am Gesamtsee gewichtet

wurden. Letztere änderten sich im Jahresgang, da sich die Ausdehnung der unteren beiden Strata mit der Lage der Thermokline verschob und von August bis Oktober ein Teil des *Hypolimnions* als Fischhabitat entfiel, da die Sauerstoffkonzentration auf < 2 mg/L abgesunken war (Tab. 8).

2.7.3 Altersbestimmung und Längenrückberechnungen

An Hechten und Maränen des Senftenberger Sees wurden Altersbestimmungen durchgeführt, an Plötzen und Barschen zusätzlich Längenrückberechnungen. Die Altersbestimmung der Hechte und Maränen erfolgte anhand von Schuppen, die auf der linken Körperseite auf Höhe der Ventralflossen oberhalb der Seitenlinie entnommen wurden. Bei Plötzen wurden Schuppen von der linken Körperseite auf Höhe des oralen Endes der Dorsalflosse direkt oberhalb der Seitenlinie entnommen (STEINMETZ & MÜLLER 1991). Die Schuppen wurden mit Spülmittellösung gereinigt, getrocknet und zwischen zwei Objektträgern fixiert. Die Altersbestimmung der Hechte und Maränen erfolgte unter Verwendung eines Binoculars, die Altersbestimmung und Längenrückberechnung der Plötzen mithilfe eines Mikrofiche-Projektors.

Zur Längenrückberechnung der Plötzen wurden bei jedem Fisch die caudalen Radien (HOFSTEDÉ 1973) von mindestens drei Schuppen bei 24facher Vergrößerung vermessen. Anschließend wurde eine Regression zwischen dem mittleren caudalen Schuppenradius als unabhängiger und der Fischlänge als abhängiger Größe erstellt. Da die Beziehung deutlich allometrisch war, wurde nicht eine lineare, sondern eine quadratische Beziehung für die Berechnung der Regressionskurve verwendet:

$$L_c = a + bS_c + cS_c^2,$$

wobei L_c die Fischlänge [cm] und S_c der caudale Schuppenradius [mm] am Fangtermin ist. Die Verwendung einer quadratischen Beziehung erlaubte eine optimale Anpassung der Kurve an die Daten, ohne die Daten transformieren zu müssen.

Die Länge eines Fisches am Ende eines bestimmten Lebensjahres wurde unter Verwendung der gemittelten caudalen Radien der Annuli und der gemittelten caudalen Schuppenradien unter Annahme der *body proportional hypothesis* (BPH, FRANCIS 1990) berechnet:

$$L_i = L_c \frac{(a + bS_i + cS_i^2)}{(a + bS_c + cS_c^2)}$$

Wobei L_i die Fischlänge [cm] am Ende des i -ten Lebensjahres und S_i der caudale Schuppenradius bis zum i -ten Annulus ist.

Bei den Barschen erfolgten Altersbestimmung und Längenrückberechnung anhand der gereinigten Opercula unter Verwendung eines Binoculars mit Okularmikrometer. Es wurde der Abstand vom Zentrum des Kiemendeckelgelenkes in Richtung des äußersten caudalen Randes gemessen (LE CREN 1947). Zur Längenrückberechnung wurde eine lineare Regression zwischen der mittleren Operculumlänge als unabhängiger und der Fischlänge als abhängiger Größe erstellt:

$$L_c = a + b O_c ,$$

wobei L_c die Totallänge [cm] und O_c die Operculumlänge [mm] am Fangtermin ist.

Die Länge eines Fisches am Ende eines bestimmten Lebensjahres wurde unter Annahme der *body proportional hypothesis* (BPH, FRANCIS 1990) anhand des Verhältnisses der Länge vom Kiemendeckelgelenk bis zum Annulus zur Gesamtlänge des Operculums berechnet:

$$L_i = L_c \frac{(a + b O_i)}{(a + b O_c)}$$

wobei L_i die Fischlänge [cm] am Ende des i -ten Lebensjahres und O_i die Operculumlänge [mm] bis zum i -ten Annulus ist.

2.7.4 Nahrungsuntersuchungen

Nahrungsuntersuchungen wurden an Barschen, Hechten und Zandern des Senftenberger Sees sowie an Barschen des Olbasees durchgeführt. Hierzu wurde nach dem Fang der Magen herauspräpariert und mit 4%igem Formaldehyd fixiert. Sämtliche Mageninhalte wurden bestimmt. In der Regel wurde der gesamte Mageninhalt ausgezählt. Bestand der Mageninhalt aus Zooplankton oder Zoobenthos, so wurde bei größeren Mengen nur eine Unterprobe ausgezählt. Copepoden wurden in Adulti und Copepodite unterteilt. Cladoceren wurden nach Möglichkeit bis auf Gattungsniveau, Insektenlarven und -puppen bis auf Familienniveau bestimmt.

Zur Artbestimmung und Längenrückberechnung der Beutefische wurden eine Vergleichssammlung von Hartstrukturen der potentiellen Beutefische angelegt sowie Zeichnungen charakteristischer Wirbel- und Weichstrukturen angefertigt. Die Artbestimmung der Beutefische erfolgte bei fortgeschrittenem Verdauungsgrad anhand der Flossenstrahlen, der Schuppen, der

Wirbelzahl und –form, der Schlundzahnformel, der Art des Verdauungstraktes (Magen/Darm), der Anzahl der Pylorusanhänge und der Form der Schwimmblase (MIASKOWSKI 1959, 1960, HARDER 1976, MEHNER 1990, WATERSTRAAT 1990). Je nach Verdauungsgrad der Beutefische wurde die Totallänge, Standardlänge oder Wirbelsäulenlänge bestimmt. Wenn keine dieser drei Längen aufgrund des fortgeschrittenen Verdauungsgrades messbar war, so wurde die Fischlänge aus der Wirbelkörperlänge rekonstruiert. Lagen nur noch lose Wirbel vor, so erfolgte die Rückberechnung für Barsche und Plötzen mit einer Totallänge > 5 cm nach MEHNER (1990). War die Totallänge bei Barschen oder Plötzen ≤ 5 cm oder bestand ihre Wirbelsäule noch aus mehreren zusammenhängenden Wirbeln, so wurde die Wirbelsäulenlänge unter Annahme einer mittleren Wirbelzahl von 40 Wirbeln rückberechnet. Bei Plötzen erfolgte die Längenrückberechnung alternativ aufgrund der Schlundknochenlänge. Um eine geeignete Formel für die Längenrückberechnung zu finden, wurde die Längen der Schlundknochen sowie die Totallänge, Standardlänge und Wirbelsäulenlänge der drei Plötzen, die zum Erstellen der Vergleichssammlung präpariert wurden, gemessen. Anschließend wurden aus diesen Schlundknochenlängen die Fischlängen für Plötzen anhand der Formeln von FICKLING & LEE (1981) sowie RADKE (1993) rekonstruiert und die Übereinstimmung mit der zuvor gemessenen Länge überprüft. Es zeigte sich, dass die Formel von RADKE (1993) die präziseren Ergebnisse lieferte, so dass diese Formel (Standardlänge [cm] = $13,6 \cdot \text{Schlundknochenlänge [cm]}^{0,99}$) zur Rekonstruktion verwendet wurde.

Bei der Kleinen Maräne wurde die Wirbelsäulenlänge stets anhand der Wirbelkörperlänge der vorhandenen Wirbel rückberechnet. Dabei wurde eine Wirbelzahl von 55 Wirbeln angenommen (WATERSTRAAT 1990).

Die Rückberechnung der Totallänge aus der Standardlänge oder der Wirbelsäulenlänge erfolgte mithilfe der in Tabelle 9 aufgeführten Regressionen. Für nicht bis auf die Art bestimmbare Cypriniden wurden die Standardlängen-Totallängen- oder Wirbelsäulenlängen-Totallängen-Regressionen der Plötzen verwendet, da dies die mit Abstand häufigste Cyprinidenart in der Nahrung der untersuchten piscivoren Fische war. Die häufigste Beutefischart insgesamt waren Barsche. Deshalb wurden für Wirbelsäulenfragmente, die nur als „Fisch“ zu klassifizieren waren, die entsprechenden Regressionen der Barsche verwendet.

Die Frischbiomassen der Nahrungsbestandteile wurden bei Fischen mithilfe der Längen-Biomasse-Regressionen aus Tabelle 6 berechnet. Für nicht näher determinierbare Fische wurde die Längen-Frischmassen-Regression der Barsche, für nicht bis auf die Art bestimmbare Cypriniden die Längen-Frischmassen-Regression der Plötzen verwendet.

Die Frischbiomasse der konsumierten Insektenlarven und -puppen wurde mithilfe der Regressionen aus Tabelle 10 rekonstruiert. Für Imagines der *Chironomidae* wurde eine Standardbiomasse von 7,16 mg verwendet (DEBUS & WINKLER 1996). Die Gültigkeit der verwendeten Formeln bzw. der verwendeten Standardbiomasse wurde anhand einzelner bestimmter Frischmassen überprüft. Für Zooplankton und die Schnecke *Potamopyrgus antipodarum* wurde die mittlere individuelle Frischmasse aus den Zooplankton- bzw. Zoobenthosuntersuchungen 1998 verwendet (*Bosmina* 24 µg; Calanoide Copepoden 68 µg, Cyclopoide Copepoden 50 µg; Copepoden unbestimmt 59 µg, Copepodite 9 µg, *Daphnia* 68 µg, *Leptodora kindtii* 1291 µg, *Potamopyrgus antipodarum* (ohne Gehäuse) 2266 µg). Für *Bythotrephes longimanus* und *Polyphemus pediculus* wurden Frischmassen von 1025 µg bzw. 199 µg angesetzt (HOEHN et al. 1998).

Tab. 9: Für den Senftenberger See erstellte Regressionen zur Berechnung der Totallänge (TL) aus der Wirbelsäulenlänge (WSL) oder Standardlänge (SL).

Art	Längenbereich (TL) [cm]	n	Regression	r ²
Barsch	2,5-19,3	66	TL [cm] = 1,457·WSL [cm] + 2,059	0,995
	2,5-36,3	564	TL [cm] = 1,161·SL [cm] + 0,349	0,995
Blei	9,3-20,0	19	TL [cm] = 1,633·WSL [cm] - 0,019	0,985
	9,3-44,5	27	TL [cm] = 1,312·SL [cm] - 0,117	0,996
Güster	8,1-20,6	8	TL [cm] = 1,615·WSL [cm] - 0,159	0,996
	8,1-26,0	32	TL [cm] = 1,271·SL [cm] + 0,408	0,996
Kaulbarsch	4,2-8,9	27	TL [cm] = 1,649·WSL [cm] + 0,004	0,941
	4,2-9,4	29	TL [cm] = 1,241·SL [cm] - 0,078	0,991
Maräne	6,0-24,8	19	TL [cm] = 1,445·WSL [cm] - 0,245	0,997
	6,0-30,0	30	TL [cm] = 1,218·SL [cm] - 0,134	0,998
Plötze	2,5-28,0	31	TL [cm] = 1,456·WSL [cm] + 0,497	0,997
	2,5-30,3	127	TL [cm] = 1,229·SL [cm] + 0,498	0,992

Tab. 10: Verwendete Regressionen und Standardbiomassen für die Rekonstruktion der konsumierten Nährtierbiomasse (FM:=Frischmasse; TL:=Totallänge; nnb = nicht näher bestimmbar).

Zähltaxon	Regression	Quelle
<i>Anisoptera</i> , Larve	$FM [mg] = 0,0973 TL [mm]^{2,50}$	PAVLOV & ZUBINA (1990)
<i>Zygoptera</i> , Larve	$FM [mg] = 0,0626 TL [mm]^{2,13}$	PAVLOV & ZUBINA (1990)
<i>Chironomidae</i> , Larve	$FM [mg] = 0,0133 \cdot TL [mm]^{2,61}$	DEBUS & WINKLER (1996)
<i>Chironomidae</i> , Puppe	$FM [mg] = 0,0164 \cdot TL [mm]^{2,45}$	MEHNER et al. (1995)
<i>Coleoptera</i> , Larve	$FM [mg] = 0,0973 TL [mm]^{2,50}$	Formel für <i>Anisoptera</i> , Larve aus PAVLOV & ZUBINA (1990)
<i>Corixidae</i>	$FM [mg] = 0,0164 \cdot TL [mm]^{2,45}$	Formel für <i>Chironomidae</i> , Puppe aus MEHNER et al. (1995)
<i>Ephemeroptera</i> , Larve	$FM [mg] = 0,0973 TL [mm]^{2,50}$	Formel für <i>Anisoptera</i> , Larve aus PAVLOV & ZUBINA (1990)
<i>Trichoptera</i> , Larve	$FM [mg] = 0,0133 \cdot TL [mm]^{2,61}$	Formel für <i>Chironomidae</i> , Larve aus DEBUS & WINKLER (1996)
<i>Insecta</i> (nnb), Imago	$FM [mg] = 0,0973 TL [mm]^{2,50}$	Formel für <i>Anisoptera</i> , Larve aus PAVLOV & ZUBINA (1990)
<i>Orconectes limosus</i>	$FM [mg] = 0,0340 \cdot TL [mm]^{3,02}$	ARZBACH (1997)

Zur Berechnung der mittleren Nahrungszusammensetzung einer Fischart oder Größenklasse in einem bestimmten Zeitraum wurde zunächst von jedem Fisch die prozentuale Nahrungszusammensetzung auf Basis der rekonstruierten Frischmassen berechnet. Der mittlere Anteil der einzelnen Nahrungskomponenten an der Nahrung einer Fischart oder Größenklasse wurde anschließend als arithmetisches Mittel aller individuellen prozentualen Anteile berechnet. Durch diese Art der Berechnung gingen alle Mägen mit Inhalt unabhängig von ihrem Füllungsgrad oder der absoluten Biomasse des Inhalts mit derselben Gewichtung in die Mittelwertbildung ein.

2.8 Statistische Analyse

Die statistische Datenanalyse erfolgte mit dem Programm SPSS für Windows, Version 9.0. Als Standardreferenzwerke dienten LOZÁN (1992), ZAR (1996) und BACKHAUS et al. (2000).

Alle statistischen Tests wurden für zweiseitige Nullhypothesen durchgeführt.

Clusteranalysen

Mithilfe von hierarchischen Clusteranalysen wurde überprüft, ob im Senftenberger See

- die durchgeführte Voreinteilung in Habitattypen gerechtfertigt war, d.h. ob sich die Messstellen eines Habitattyps untereinander stärker ähneln als den Messstellen eines anderen Habitattyps,
- saisonale Effekte bestehen, d.h. ob die Fangergebnisse aller Fangtermine als unabhängige Stichproben betrachtet werden können.

Die Clusteranalysen wurden für die Stellnetz-Nachtfänge des Untersuchungsjahres 1998 durchgeführt. Dabei wurde jeder Fangtermin an einer Messstelle als eigener Fall betrachtet ($n=94$). Als Variablen wurden die numerischen Einheitsfänge der einzelnen Fischarten verwendet, wobei die häufigen Fischarten Barsch, Güster und Plötze in vier verschiedene Größenklassen (≤ 10 cm, 11-15 cm, 16-20 cm, > 20 cm) unterteilt wurden.

Die hierarchische Clusteranalyse erfolgte in zwei Schritten. Zunächst wurde die Objektmenge mithilfe des Single-Linkage-Verfahrens auf Ausreißer untersucht. Anschließend wurde die um die Ausreißer reduzierte Objektmenge mithilfe der Ward-Methode gruppiert. Als Proximitätsmaß wurde stets der quadrierte euklidische Abstand verwendet (BACKHAUS et al. 2000).

Verteilungsmuster der Fischgemeinschaft

Für jede Fischart wurde zunächst für jeden Monat die Längenhäufigkeitsverteilung an den einzelnen Messstellen graphisch dargestellt, um erste Hinweise auf ontogenetische Habitatwechsel zu erlangen. Zur weiteren Analyse der Verteilungsmuster wurden die Fänge der einzelnen Fischarten unter Berücksichtigung der bei den Vorauswertungen erkannten ontogenetischen Habitatwechsel in so viele Größenklassen differenziert, wie es der Stichprobenumfang ermöglichte. Dies waren bei Barschen sowie Plötzen vier Größenklassen, bei Güstern sowie Maränen drei Größenklassen und bei Zandern zwei Größenklassen. Bleie, Hechte, Kaulbarsche und Rotfedern wurden nicht in verschiedene Größenklassen differenziert.

Die Verteilung der Fänge wich sowohl untransformiert als auch $\log(n+1)$ -transformiert stark von einer Normalverteilung ab. Auch Varianzenhomogenität war nicht gegeben. Deshalb wurden ausschließlich nichtparametrische Tests verwendet. Die Analyse der Habitatwahl erfolgt mithilfe des Kruskal-Wallis Tests und – bei signifikantem Abweichen von einer Gleichverteilung auf die Habitattypen - anschließenden multiplen Vergleichen nach DUNN (ZAR 1996).

3 Ergebnisse

3.1 Säuretoleranz der Fische unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Tagebauseen

3.1.1 Senftenberger See: Verteilung innerhalb des pH-Gradienten

Die Hauptfischarten in den durch *Juncus bulbosus* strukturierten Litoralbereichen waren Plötze, Barsch, Güster, Rotfeder und Hecht (Abb. 9). Der mittlere Einheitsfang nahm mit sinkendem pH-Wert kontinuierlich ab (Abb. 8), die Unterschiede zwischen pH 3,2-3,5 und pH 3,6-4,5 sowie zwischen pH 5,6-6,5 und pH 6,6-7,5 waren jedoch weder für den Gesamt-Einheitsfang noch für den Einheitsfang einzelner Fischarten statistisch signifikant (Tab. 11). Der Vergleich der gepoolten Fänge der beiden niedrigen pH-Bereiche mit den gepoolten Fängen der beiden oberen pH-Bereiche ergab, dass sowohl der Gesamt-Einheitsfang als auch der Einheitsfang der Hauptfischarten Plötze, Barsch, Güster und Rotfeder bei $\text{pH} \leq 4,5$ signifikant niedriger war als bei $\text{pH} > 5,5$. Der Einheitsfang der Hechte unterschied sich nicht signifikant zwischen den Bereichen mit $\text{pH} \leq 4,5$ und $\text{pH} > 5,5$ (Tab. 11).

Plötzen waren die mit Abstand häufigste Fischart im *Phytal*, solange sich der pH-Wert im carbonatgepufferten Bereich befand. Bei pH 5,6-6,5 betrug ihr mittlerer Anteil am numerischen Einheitsfang 44%, bei pH 6,6-7,5 sogar 51%. Die zweithäufigste Art, die Barsche, erreichten lediglich einen Anteil von 27 bzw. 26% (Abb. 9). Mit sinkendem pH-Wert nahm der Anteil der Plötzen an der Fischgemeinschaft zugunsten von Barschen, Hechten und Rotfedern ab. In den Bereichen des *Phytals* mit $\text{pH} \leq 3,5$ waren Barsche mit einem mittleren Anteil von 68% am numerischen Einheitsfang die häufigste Fischart, gefolgt von Rotfedern (22%) und Hechten (9%). Plötzen erreichten bei $\text{pH} \leq 3,5$ nur noch einen mittleren numerischen Anteil von 1%. Der Anteil der Güstern am Gesamtfang verringerte sich parallel zum Anteil der Plötzen mit sinkendem pH-Wert.

Die Zunahme des Anteils der Barsche, Hechte und Rotfedern mit sinkendem pH-Wert spiegelte sich auch in der Konstanz des Auftretens dieser Arten in den sauren Bereichen wider (Abb. 10). Plötzen wurden an allen Probestellen mit $\text{pH} > 4,1$ nachgewiesen. Bei niedrigeren pH-Werten wurden sie nur bei 2 von 16 Beprobungen gefangen. Güstern zeigten bezüglich des pH-Wertes ein sehr ähnliches Verbreitungsmuster wie die Plötzen. Sie wurden bei $\text{pH} > 4,1$ regelmäßig nachgewiesen, während sie niedrigere pH-Werte vollständig mieden.

Barsche, Hechte und Rotfedern wurden hingegen auch regelmäßig in den stark sauren Bereichen gefangen.

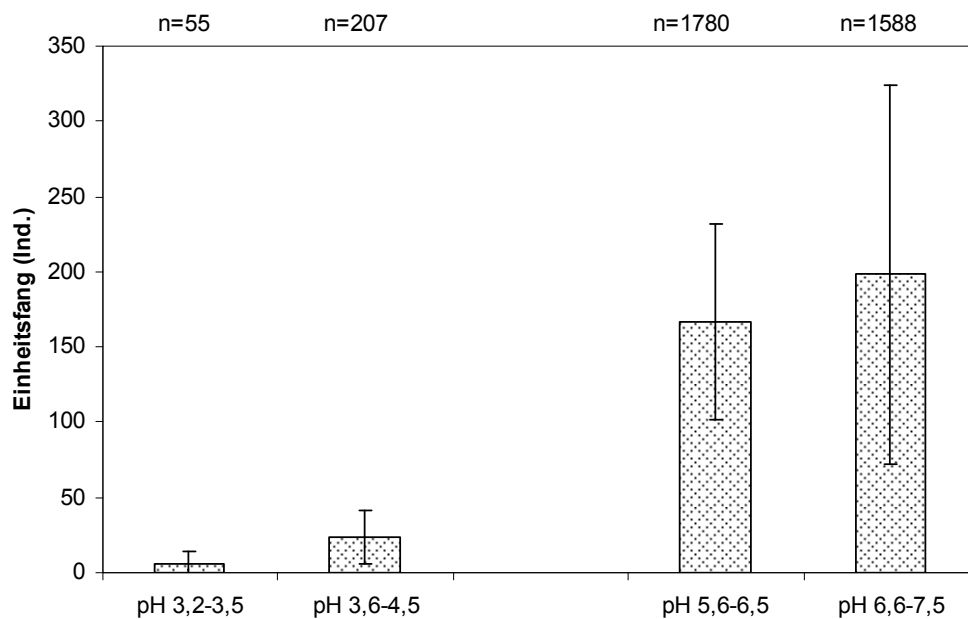


Abb. 8: Numerische Einheitsfänge (Individuenzahl/(240 m² Netzfläche x Nacht) in Abhängigkeit vom pH-Wert im Senftenberger See. Dargestellt sind die arithmetischen Mittel sowie ihre 95% Konfidenzintervalle aus jeweils 8-13 Befischungen, die in den Jahren 1996-1998 in den unterschiedlichen pH-Bereichen durchgeführt wurden (n = Nominalfang).

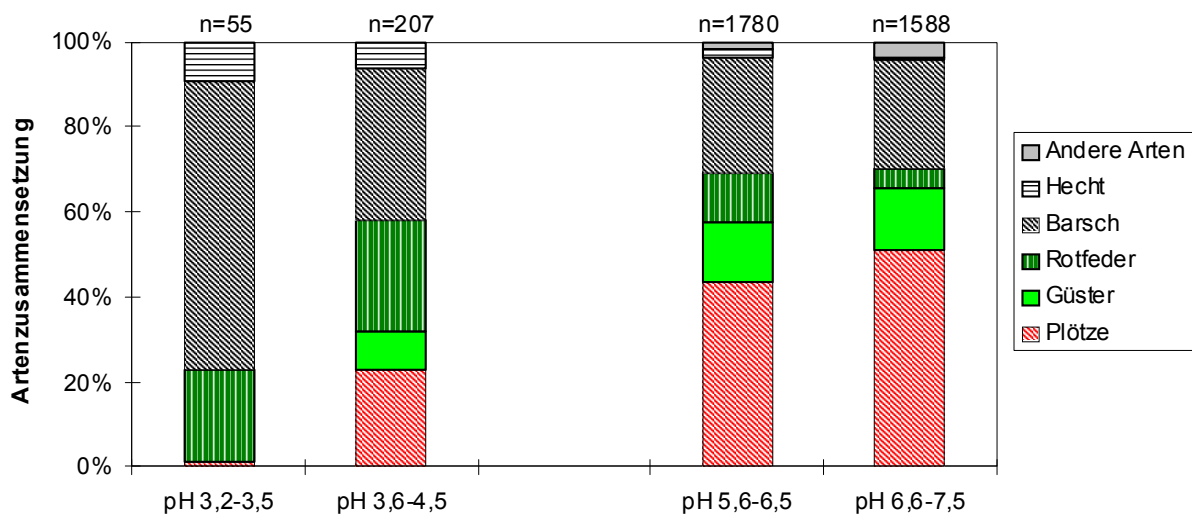


Abb. 9: Mittlere numerische Artenzusammensetzung in unterschiedlichen pH-Bereichen im Senftenberger See. Stellnetzfänge 6-55 mm Maschenweite (n = Nominalfang; andere Arten = Blei, Döbel, Karausche, Karpfen, Kaulbarsch, Maräne, Moderlieschen, Regenbogenforelle, Ukelei, Wels, Zander).

Tab. 11: Ergebnisse des Mann-Whitney-Tests zur Überprüfung von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den Bereichen mit $\text{pH} \leq 4,5$ und $\text{pH} > 5,5$, sowie Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zur Überprüfung von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen der vier untersuchten pH-Bereiche im Senftenberger See (** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	Mann-Whitney-Test pH > 5,5 vs. pH ≤ 4,5	Multiple Vergleiche nach DUNN					
		pH 6,6-7,5 vs. pH 3,2-3,5	pH 6,6-7,5 vs. pH 3,6-4,5	pH 6,6-7,5 vs. pH 5,6-6,5	pH 5,6-6,5 vs. pH 3,2-3,5	pH 5,6-6,5 vs. pH 3,6-4,5	pH 3,6-4,5 vs. pH 3,2-3,5
Alle Fischarten	***	***	*	n.s.	***	*	n.s.
Hecht	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.
Barsch	***	*	n.s.	n.s.	*	n.s.	n.s.
Rotfeder	**	n.s.	n.s.	n.s.	**	n.s.	n.s.
Güster	***	***	*	n.s.	***	*	n.s.
Plötze	***	***	**	n.s.	***	**	n.s.

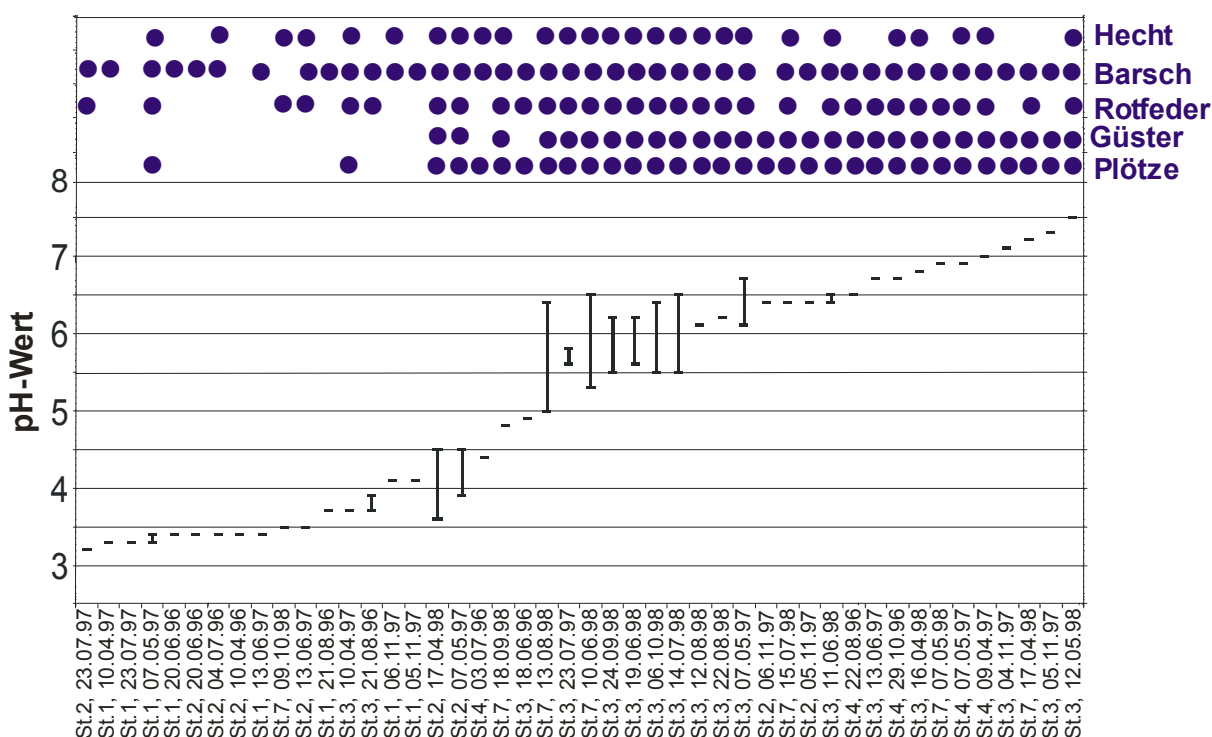


Abb. 10: Fangnachweise der häufigsten fünf Fischarten des Habitattyps *Phytal* in Abhängigkeit vom pH-Wert. Alle Fangtermine der Stellnetzbefischungen an den Messstellen 1-4 und 7, an denen diese Messstellen durch *Juncus bulbosus* mit einem Deckungsgrad von mindestens 40% strukturiert waren, sind nach ansteigendem pH-Wert angeordnet. Zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 5. Fänge der einzelnen Fischarten an den jeweiligen Probenahmetermine sind durch das Symbol (Punkt) gekennzeichnet.

3.1.2 Senftenberger See: Auswirkung der zunehmenden Versauerung einer Inselbucht auf die Fischfauna

Messstelle 7 befindet sich in einer 4 ha großen Bucht, die nur eine schmale Verbindung zum Hauptteil des Sees hat (Abb. 11). Die Bucht weist bei mittlerem Wasserstand (98,4 mNN) eine maximale Wassertiefe von 4,0 m auf; die mittlere Wassertiefe beträgt ungefähr 2,0 m. Der pH-Wert in der Bucht wird durch die Höhe des Wasserspiegels im Senftenberger See beeinflusst: Bei hohen Wasserständen, die üblicherweise im Winter und Frühjahr auftreten, findet kein oder nur ein geringer Einstrom von saurem Grundwasser aus der Innenkippe statt und ein Wasseraustausch mit dem pH-neutralen Bereich des Sees ist gewährleistet. Der pH-Wert in der Bucht ist dann neutral. Bei einer Absenkung des Wasserstandes, wie sie durch die Art der Speicherbewirtschaftung im Senftenberger See im Sommerhalbjahr auftritt, erhöht sich der Einstrom sauren Grundwassers aus der Innenkippe in die Bucht. Gleichzeitig verringert sich der Wasseraustausch mit dem See. Dies führt zu einer Versauerung der Bucht.

Im Untersuchungsjahr 1998 wurde der Wasserstand von 98,9 mNN im April kontinuierlich bis auf 98,0 mNN im Oktober abgesenkt (Abb. 4). Hierdurch sank die Wassertiefe an der Verbindung der Bucht mit dem Hauptteil des Sees von 1,1 m im April auf 0,2 m im Oktober. Wie aus Abbildung 12 ersichtlich ist, sank der pH-Wert in der Bucht zunächst langsam, aber kontinuierlich ab. Erst als das Pufferungsvermögen des Hydrogencarbonat-Puffersystems erschöpft war, kam es im September und Oktober zu einer sprunghaften Absenkung des pH-Wertes auf pH 3,3-3,6.

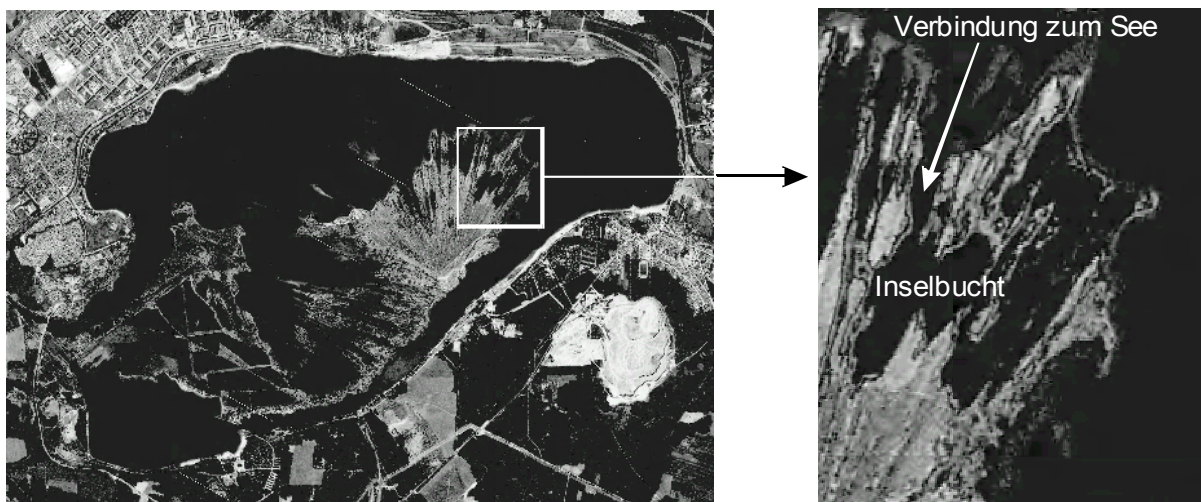


Abb. 11: Inselbucht im Senftenberger See, in der sich die Messstelle 7 befindet. Die Bucht hat nur eine schmale Verbindung zum Hauptteil des Sees.

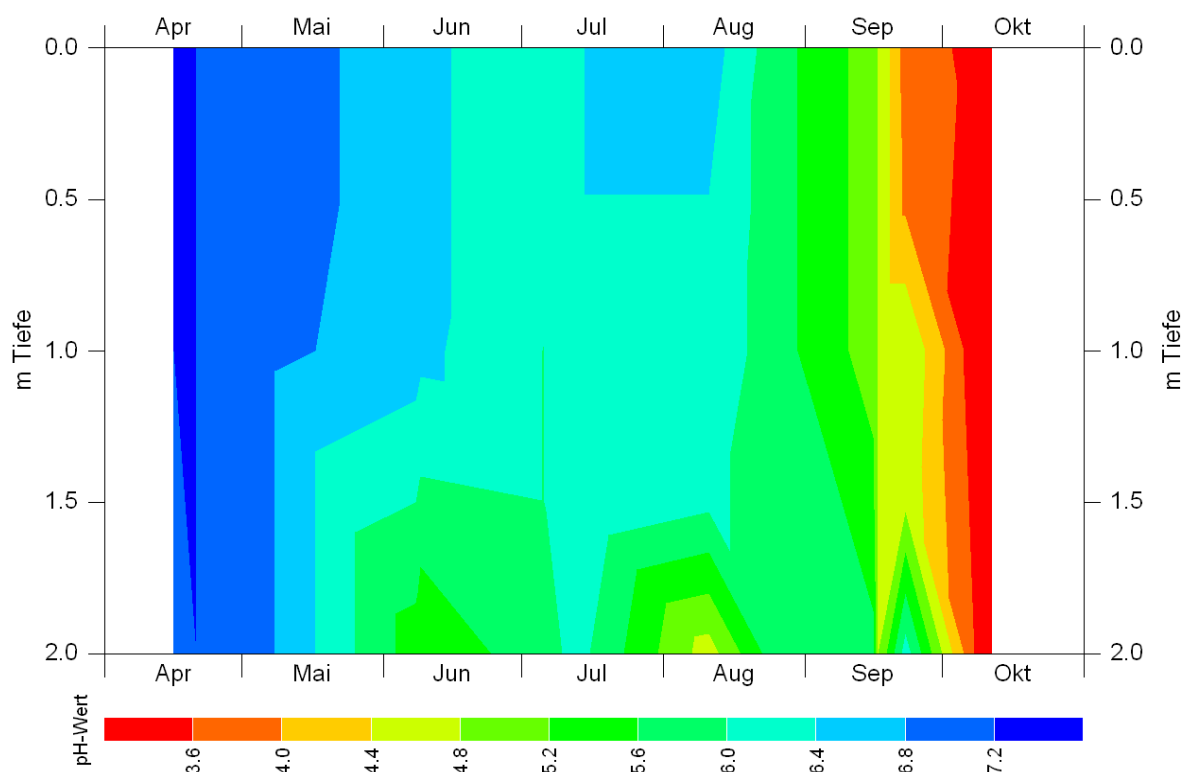


Abb. 12: Entwicklung des pH-Wertes an Messstelle 7 von April bis Oktober 1998, basierend auf pH-Tiefenprofilen an 14 Terminen.

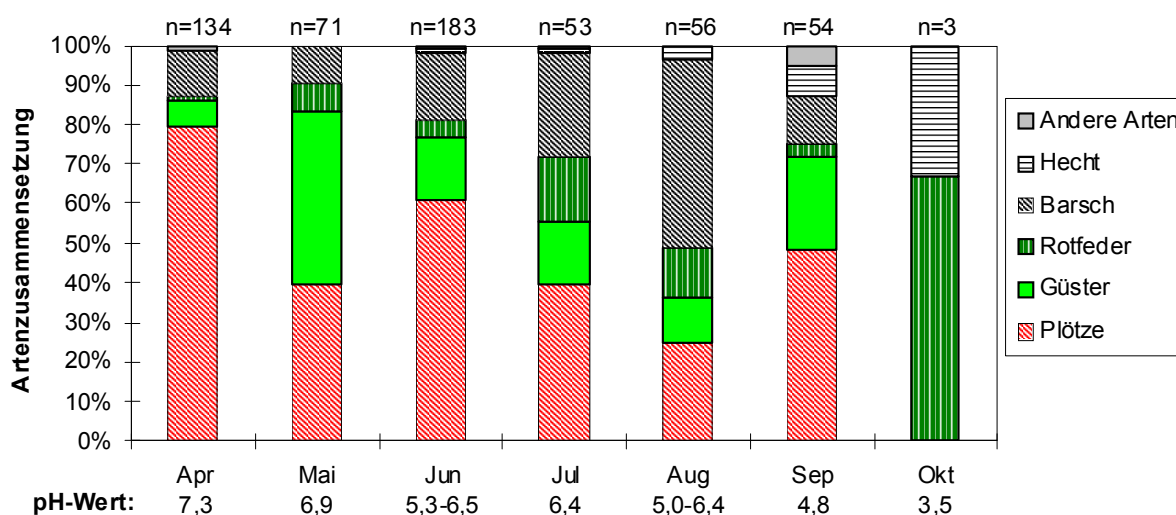


Abb. 13: Relative Artenzusammensetzung der numerischen Stellnetz-Einheitsfänge (Maschenweite 6-65 mm) an der Messstelle 7 von April bis Oktober 1998 (n = Nominalfang; andere Arten = Blei, Karausche, Karpfen, Kaulbarsch, Moderlieschen, Wels, Zander). Die pH-Werte wurden jeweils vor dem Ausbringen sowie vor dem Einholen der Netze in dem Tiefenbereich gemessen, den die Netze abdeckten.

Von April bis September waren Plötzen, Güstern, Barsche und Rotfedern stets die häufigsten Arten in den Stellnetzfangen in der Inselbucht (Messstelle 7). Weiterhin wurden von Juni bis Oktober regelmäßig Hechte gefangen (Abb. 13). Abgesehen von einer tendenziellen Zunahme des Barschanteils in der Zeit von Mai bis August traten keine eindeutigen gerichteten Veränderungen in der Artenzusammensetzung auf. Von Juli bis September verblieben die Einheitsfänge trotz der voranschreitenden Versauerung auf unverändertem Niveau. Bei der Befischung im Oktober war der pH-Wert auf pH 3,5 abgesunken. Während beim Ausbringen der Netze weder verendende noch tote Fische in der Inselbucht gesichtet wurden, fand in der Nacht ein massives Fischsterben statt. Während mit dem Stellnetzsatz nur zwei Rotfedern und ein Hecht gefangen wurden, konnten gleichzeitig 72 frisch verendete Fische, die 8 Fischarten angehörten, aus der Inselbucht geborgen werden (Tab. 12). Am nächsten Tag waren weder mit den Stellnetzen noch mit dem Elektrofischereigerät überlebende Fische in der Bucht nachweisbar. Folglich waren von dem Fischsterben vermutlich alle zu diesem Zeitpunkt in der Bucht befindlichen Fische betroffen.

Tab. 12: Artenzusammensetzung und Längenbereich der Fische, die beim Fischsterben nach einer pH-Absenkung auf pH 3,5 in einer Bucht des Senftenberger Sees nachgewiesen wurden.

Art	Anzahl	Totallänge [cm]
Aal	1	25
Barsch	2	5-7
Güster	16	2-5
Hecht	14	9-31
Plötze	25	2-8
Rotfeder	9	3-22
Schleie	4	3-19
Wels	1	7

3.1.3 Senftenberger See: Auswirkung der pH-Absenkung 1994/1995 auf die Fischfauna

Der Senftenberger See wird durch die Zufuhr von Wasser aus der Schwarzen Elster in einem pH-neutralen Zustand gehalten. Die Schwarze Elster wies seit 1993 nur noch ein sehr geringes Säurebindungsvermögen ($K_{S4,3}$) von weniger als 0,5 mmol/L auf, wodurch sich das Säurebindungsvermögen des Senftenberger Sees gegenüber früheren Jahren stark verringerte (KOCH et al. 1999). Im Zeitraum von April 1994 bis März 1995 wurde der Zufluss von Oberflächenwasser aus der Schwarzen Elster vollständig eingestellt, um durch Wasserspiegelabsenkungen Ufersanierungen und die Sanierung der Ein- und Auslaufbauwerke zu ermöglichen

(SENSEL 1997). In der Folge kam es zu einer Absenkung des pH-Wertes im gesamten See, die nach SENSEL (1997) und LUCKNER et al. (1999) durch vier Wirkmechanismen verursacht wurde:

- (1) Verminderte Zufuhr von Alkalinität über den Zulauf, zunächst durch geringe Alkalinität der Schwarzen Elster, später durch Absperren des Zulaufs,
- (2) aufgrund der Wasserspiegelabsenkung verstärkter Zustrom versauernd wirkenden Grundwassers,
- (3) vermehrte Auswaschung säurelastiger Verwitterungsprodukte aus der Innenkippe,
- (4) Zusickerung saurer Oberflächenwässer aus dem benachbarten Restsee Koschen.

Der genaue Ablauf der episodischen Versauerung des Senftenberger Sees lässt sich nicht rekonstruieren, da zwischen dem 19.09.1994 und dem 03.04.1995 keine Messungen der Wasserbeschaffenheit stattfanden. Nach SENSEL (1997) sowie den unveröffentlichten Messdaten des Landesumweltamtes Brandenburg verlief die pH-Absenkung wie in Abbildung 14 dargestellt: Bei der Messung am 19.09.1994 war der See an allen Messstellen pH-neutral. Bei der nächsten Messung am 03.04.1995 lag der pH-Wert im gesamten sonst pH-neutralen Bereich des Sees bei Werten zwischen 4,5 und 5,1 - mit Ausnahme zweier kleiner Bereiche im Nordfeld und am Seeauslauf, an denen noch pH-Werte von 6,0 bzw. 6,6 vorlagen. Daraufhin wurden wieder größere Mengen an Flusswasser aus der Schwarzen Elster eingeleitet. Dies führte dazu, dass der pH-Wert im östlichen Teil des Sees am 03.05.1995 wieder auf Werte zwischen 5,4 und 6,2 angestiegen war. Im westlichen Teil des Sees lagen die pH-Werte zu diesem Zeitpunkt zwischen 4,4 und 5,0. Im weiteren Verlauf des Monats Mai erfolgte ein kontinuierlicher Anstieg der pH-Werte. Am 18.05.1995 lagen sie im östlichen Bereich bereits zwischen 5,9 und 6,8; im westlichen Teil zwischen 5,1 und 5,6.

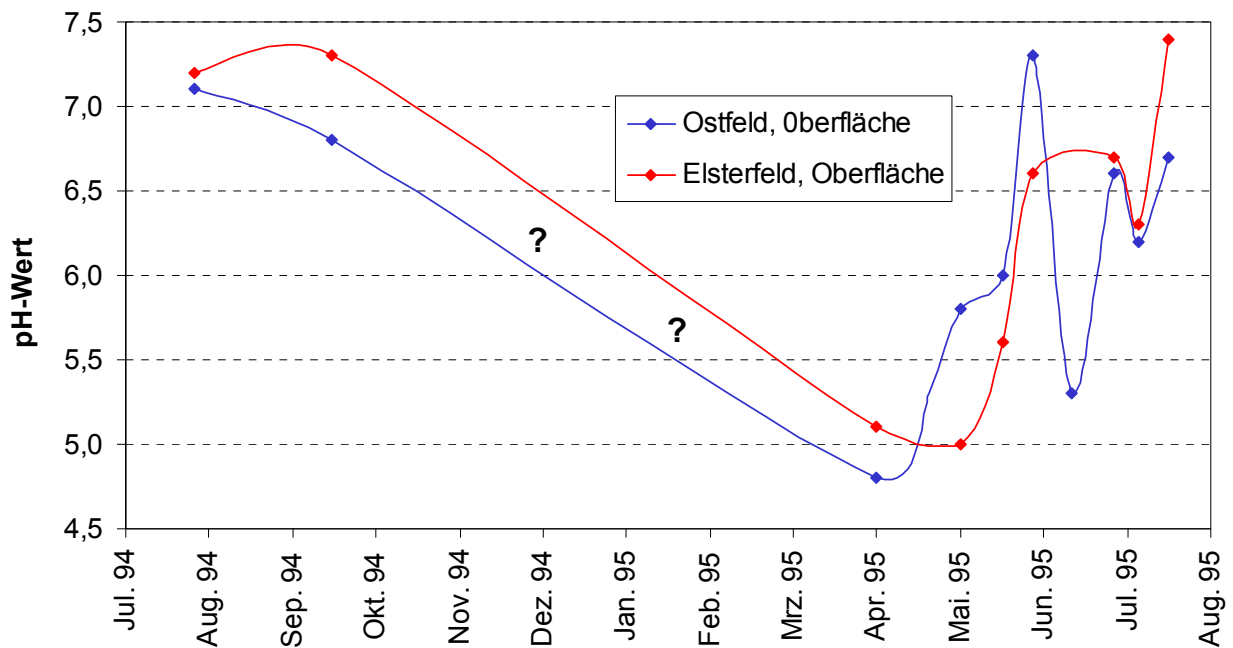


Abb. 14: Verlauf der pH-Werte von August 1994 bis Juli 1995 im Ostfeld (östlicher Seebereich) und im Elsterfeld (westlicher Seebereich). Durch Messwerte unterlegt ist der Verlauf der pH-Werte nur für die eingezeichneten Messzeitpunkte. In den Wassertiefen 5 m und 10 m, die aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht dargestellt sind, lagen die pH-Werte während der kritischen Monate April und Mai 1995 mit pH 4,5-5,1 noch etwas niedriger als an der Oberfläche. Alle dargestellten pH-Werte sind Messdaten des Landesumweltamtes Brandenburg, teilweise veröffentlicht in SENSEL (1997).

Die Kleine Maräne laicht im Senftenberger See im November-Dezember, die Embryonen schlüpfen im März-April. Somit war die Kleine Maräne von der pH-Absenkung während der Embryonal-, Larval- und Juvenilentwicklung betroffen.

Hechte laichen in gemäßigten Breiten im zeitigen Frühjahr bei Wassertemperaturen $> 5^{\circ}\text{C}$ (BILLARD 1996, KOTTELAT & FREYHOF 2007). Im Senftenberger See hatten sämtliche bei der jeweils ersten Befischung der Jahre 1997 (Anfang April) und 1998 (Mitte April) bei Wassertemperaturen von $8-9^{\circ}\text{C}$ gefangenen Hechte bereits abgelaicht. Hieraus ist zu schließen, dass bei den Hechten die Embryonal- und Larvalentwicklung sowie die frühe Juvenilentwicklung im Jahr 1995 in die Zeitphase der niedrigsten pH-Werte fiel.

Barsche laichen in Mitteleuropa üblicherweise im April oder Mai bei Wassertemperaturen $> 10^{\circ}\text{C}$ (GILLET & DUBOIS 2007, PROBST et al. 2009a). Im Senftenberger See laichten sie in den Jahren 1997 und 1998 in den letzten drei Aprilwochen bei Wassertemperaturen zwischen 8°C und 12°C ab. Wassertemperaturen $> 8^{\circ}\text{C}$ wurden 1995 ebenfalls erst im April erreicht (Abb. 15). Damit fiel im westlichen Seeteil die Embryonal-, die Larval- und eventuell

Da lediglich die Maränen, Hechte und Barsche von der pH-Absenkung im gesamten See betroffen waren, wurde nur für diese drei Arten eine Analyse der Altersstruktur in den Fängen der Jahre 1996 und 1997 durchgeführt. Die Altersklassenzusammensetzung der 1996 und 1997 im Senftenberger See gefangenen Maränen, Hechte und Barsche ist in Tabelle 13 dargestellt. Sie zeigt, dass bei den Maränen der Jahrgang 1995 nahezu komplett ausgefallen ist. Bei den Hechten wurden sowohl 1996 als auch 1997 Individuen des 1995er Jahrgangs nachgewiesen. Wahrscheinlich ist der 1995er Jahrgang schwach ausgefallen; angesichts des geringen Stichprobenumfangs und der hohen Variabilität des Reproduktionserfolgs auch unter natürlichen Gegebenheiten lässt sich hierzu jedoch keine gesicherte Aussage treffen. In den Barschfängen war der 1995er Jahrgang sowohl 1996 als auch 1997 stark vertreten. Folglich konnten die Barsche 1995 trotz des niedrigen pH-Wertes erfolgreich reproduzieren.

Tab. 13: Altersklassenzusammensetzung der Maränen, Hechte und Barsche im Senftenberger See in den Untersuchungsjahren 1996 und 1997 (Nominalfänge mit Stellnetzen und dem Elektrofischereigerät). Der während der pH-Absenkung 1995 geschlüpfte Jahrgang gehörte 1996 der Altersklasse (Ak) 1+ und 1997 der Ak 2+ an.

Art	Fangjahr	Ak 0+	Ak 1+	Ak 2+	Ak 3+ und älter
Maräne	1996	19	1	12	24
	1997	43	64	2	51
Hecht	1996	15	4	4	8
	1997	2	16	3	11
Barsch	1996	91	184	356	241
	1997	156	405	461	203

3.1.4 Fischfauna des Olbasees

Der Olbasee wies am 08.07.1997 von der Oberfläche bis zum Gewässergrund einen pH-Wert von 4,0-4,1 auf. Während der Fischbestandsaufnahme am 17.09.1997 lag der pH-Wert bei 3,5-3,6. Messungen des Referates Fischerei der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft in den Jahren 1993 und 1994 lagen mit pH 3,7-3,8 innerhalb der 1997 gemessenen Spannweite. Zum Befischungszeitpunkt wies der Olbasee eine Sichttiefe von 10,60 m auf.

Mit Stellnetzen wurden ausschließlich adulte Barsche gefangen; bei der Befischung mit dem Elektrofischereigerät wurden keinerlei Fische gefangen oder gesichtet. Der Gesamtfang bestand aus 30 adulten Barschen mit Totallängen zwischen 18 und 34 cm, der Einheitsfang betrug lediglich 6,8 Ind./((280 m² Netzfläche × Nacht) bzw. 1,3 kg/((280 m² Netzfläche × Nacht).

Kleinere Barsche oder andere Fischarten konnten auch in den Mageninhalten der gefangenen Barsche nicht nachgewiesen werden.

Mit einem Geschlechterverhältnis von M:W = 1:1,4 dominierten die Weibchen den Fang. Bei sämtlichen Barschen beider Geschlechter befanden sich die Gonaden bereits im Reifungsstadium 3 auf der sechsstufigen Skala nach NIKOLSKY (1963), wobei der mittlere Gonadosomatische Index (GSI) bei den Weibchen 0,026 und bei den Männchen 0,063 war. Sowohl der geschätzte Reifegrad als auch der Gonadosomatische Index entsprachen den Werten der gleich großen Barsche im pH-neutralen Bereich des Senftenberger Sees. Es gibt somit keine Hinweise auf eine verzögerte Gonadenreifung im Olbasee.

Bei den gefangenen adulten Barschen war auffällig, dass ca. die Hälfte von ihnen eingetrübte Augen aufwies. Weitere Schädigungen wurden nicht festgestellt. Die Barsche waren dem Erscheinungsbild nach in einem guten Ernährungszustand; sie waren im Mittel um 10% schwerer als gleich lange Barsche im Senftenberger See. Die Nahrung der Barsche bestand ausschließlich aus verschiedenen Gruppen von Insekten. Von den 23 Barschen, an denen Nahrungsuntersuchungen durchgeführt wurden, wiesen zwei Barsche einen leeren Magen auf. Bei den übrigen 21 Barschen waren im Mittel ca. 50 Nahrungsorganismen – vorwiegend Insektenlarven - in den Mägen enthalten (Schwankungsbreite 1-200). Vereinzelt wurden auch Dipterenpuppen und Corixiden nachgewiesen (Abb. 16).

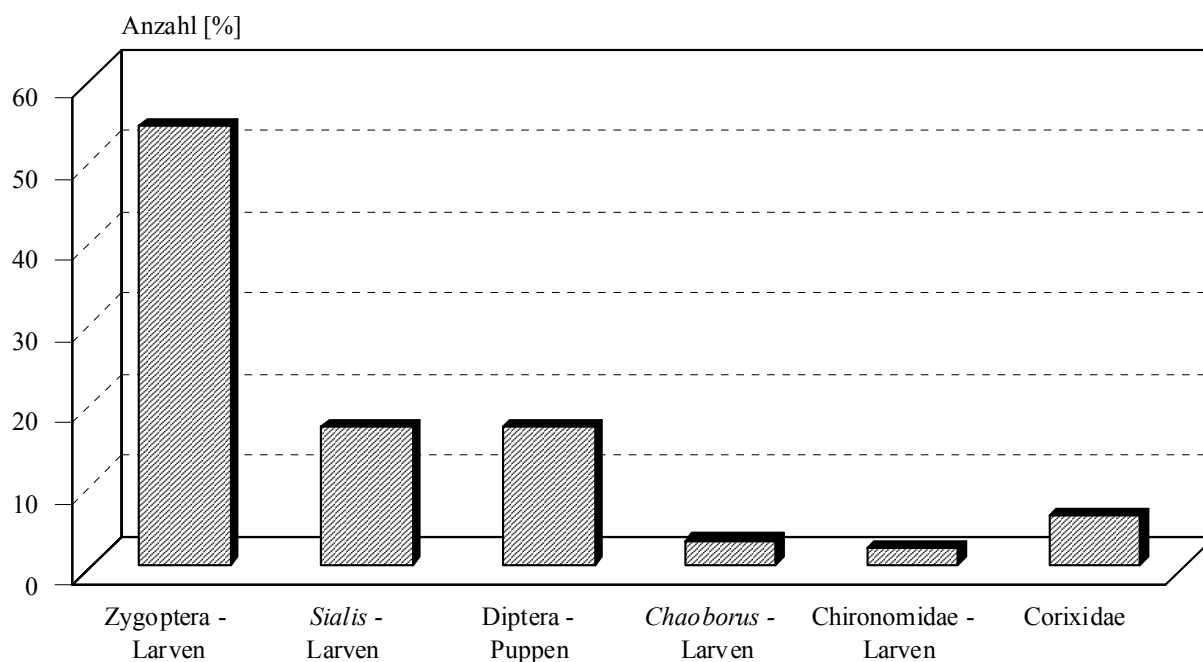


Abb. 16: Anteile der einzelnen Insekten-Taxa an der Nahrung der Barsche (n = 21) im Olbasee am 17./18.09.1997.

3.1.5 Verteilung der Fischfauna im Erika-See

Zum Zeitpunkt der Untersuchung (17.-19.08.1999) waren das östliche Becken (Messstellen 1 und 2, max. Tiefe 4,0 m) und das westliche Becken (Messstellen 4 und 6, max. Tiefe 4,0 m) jeweils bis zum Gewässergrund oxisch und wiesen pH-Werte zwischen 5,6 und 7,3 auf (zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 6). Das mittlere Becken (Messstellen 3 und 4, max. Tiefe 13,5 m) war thermisch geschichtet. Das Epilimnion hatte eine Mächtigkeit von 4 m und wies pH-Werte zwischen 4,8 und 5,0 auf. Das Hypolimnion war anoxisch.

Es wurden insgesamt 1958 Fische mit einem Gesamtgewicht von 83 kg gefangen. Dabei wurden 10 Fischarten nachgewiesen (Tab. 14). Die Fänge an den sechs Messstellen sind in Abbildung 17 und 18 dargestellt. Die Fischfauna des Erika-Sees wurde von Cypriniden dominiert. Die häufigste Art war die Plötze, gefolgt von der Rotfeder. Generell bot sich bei den Stellnetzfangen und den mit dem Elektrofischereigerät erzielten Fängen dasselbe Bild: Die Abundanzen der Plötzen, Barsche und Bleie waren an den sauren Messstellen 3 und 4 deutlich niedriger als an den pH-neutralen Messstellen. Die Rotfedern hingegen hatten sowohl in den Stellnetzfangen als auch beim Elektrofischen die höchste Abundanz bei pH 4,8-5,0. Da die Stellnetzbefischungen die Dämmerungsphasen und die Nacht abdeckten, während die Elektrobefischungen tagsüber durchgeführt wurden, können kurzfristige tagesperiodische Einwanderungen aus den pH-neutralen Bereichen ausgeschlossen werden. Die Totallängen der Rotfedern lagen zwischen 9 und 20 cm.

Tab. 14: Numerische Nominalfänge im Erika-See im August 1999.

	Stellnetze	elektrisch	gesamt
Plötze	573	120	693
Rotfeder	547	80	627
Barsch	300	11	311
Blei	293	12	305
Hecht	3	8	11
Schleie	3	1	4
Kaulbarsch	3	0	3
Moderlieschen	2	0	2
Döbel	1	0	1
Gründling	1	0	1
Summe	1726	232	1958

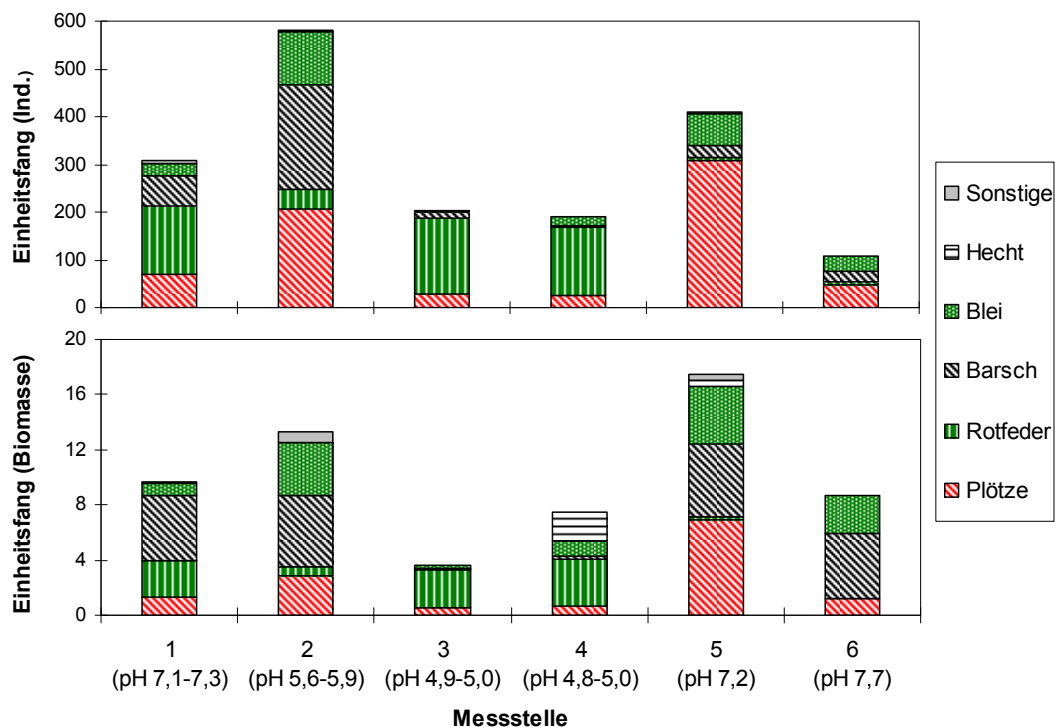


Abb. 17: Numerische und Biomasse-Einheitsfänge mit Stellnetzen an den sechs befischten Messstellen des Erika-Sees (Individuenzahl/(280 m² Netzfläche × Nacht) bzw. kg/(280 m² Netzfläche × Nacht).

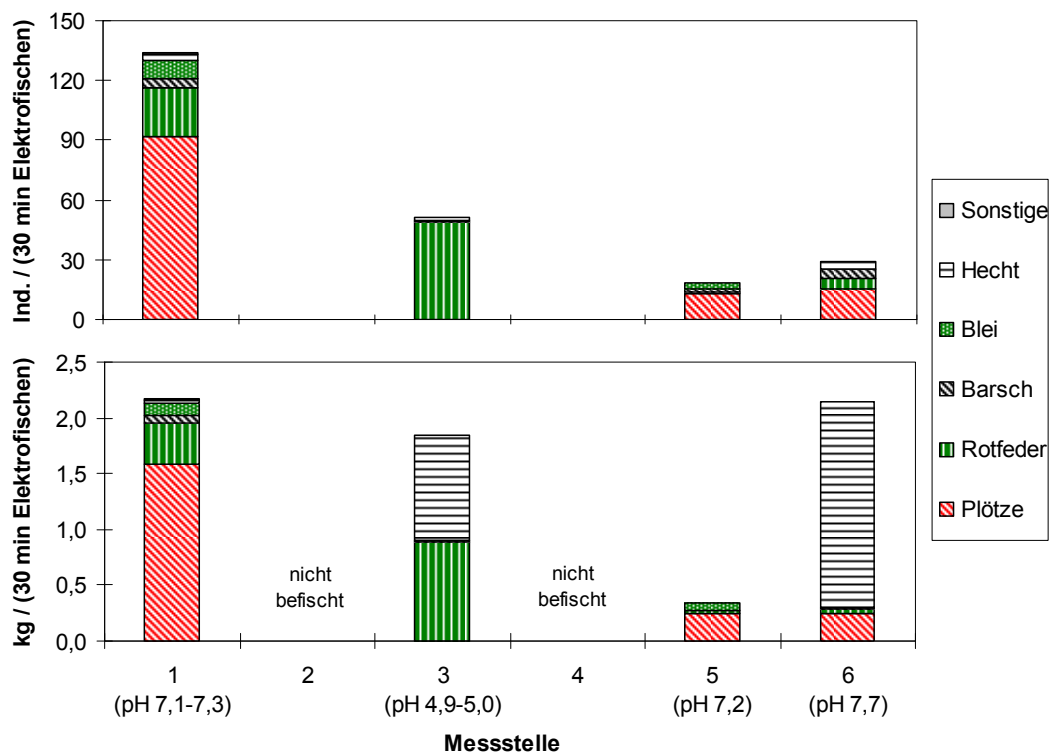


Abb. 18: Numerische und Biomasse-Einheitsfänge mit dem Elektrofischereigerät an den vier befischten Messstellen des Erika-Sees.

3.2 Einfluss von Seemorphologie und Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees

3.2.1 Physikalisch-chemische Parameter in den nicht versauerten Seebereichen

In den Abbildungen 19-23 ist der jahreszeitliche Verlauf der Wassertemperatur, der Sauerstoffkonzentration und des pH-Wertes in den drei Seebecken im pH-neutralen Teil des Senftenberger Sees dargestellt. Alle drei Seebecken sind dimiktisch. Im Sommer überschreitet die epilimnische Wassertemperatur regelmäßig die 20°C-Marke. Die Seebecken unterschieden sich aber erheblich im sommerlichen Verlauf der Temperaturprofile, pH-Werte und Sauerstoffkonzentrationen:

Im Nordfeld kam es nicht zur Ausbildung einer stationären Temperatursprungschicht, da dem See an dieser Stelle als Folge der Gewinnung von Trinkwasser aus dem Uferfiltrat Tiefenwasser entzogen wird. Im Sommer stieg die Wassertemperatur in 15 m Wassertiefe auf Werte von bis zu 19°C an, in 20 m Wassertiefe auf bis zu 15°C (Abb. 19). Da es sich hierbei um einen Sonderfall handelt, der weder typisch für Tagebauseen noch für natürliche Seen ist, wurde das Nordfeld für die Analyse der Fisch-Verteilungsmuster nicht berücksichtigt.

Das Tiefenwasser des Elsterfelds war ganzjährig kühl (Abb. 20). Im Jahresverlauf schwankte die Wassertemperatur in Wassertiefen > 12 m zwischen 3°C und 8°C. Im Hypolimnion kam es 1996 und 1997 während der sommerlichen Stagnation zu einer moderaten Abnahme der Sauerstoffkonzentration; 1998 hingegen sank die Sauerstoffkonzentration im Hypolimnion deutlich stärker ab. Zum Ende der Stagnationsphase war die Sauerstoffkonzentration im gesamten Hypolimnion auf < 4 mg/L abgesunken, in Wassertiefen \geq 15 m sogar auf weniger als 2 mg/L. Direkt über Grund wurde das Hypolimnion anoxisch. Der pH-Wert war in den oberen Wasserschichten (0-5 m) bei pH-Werten zwischen 7,1 und 8,2 ganzjährig neutral bis schwach alkalisch. In den tieferen Wasserschichten sank der pH-Wert während der sommerlichen Stagnationsphase in den schwach sauren Bereich ab, wobei pH-Werte < 6,0 nur 1996 und nur in Bodennähe erreicht wurden (Abb. 21).

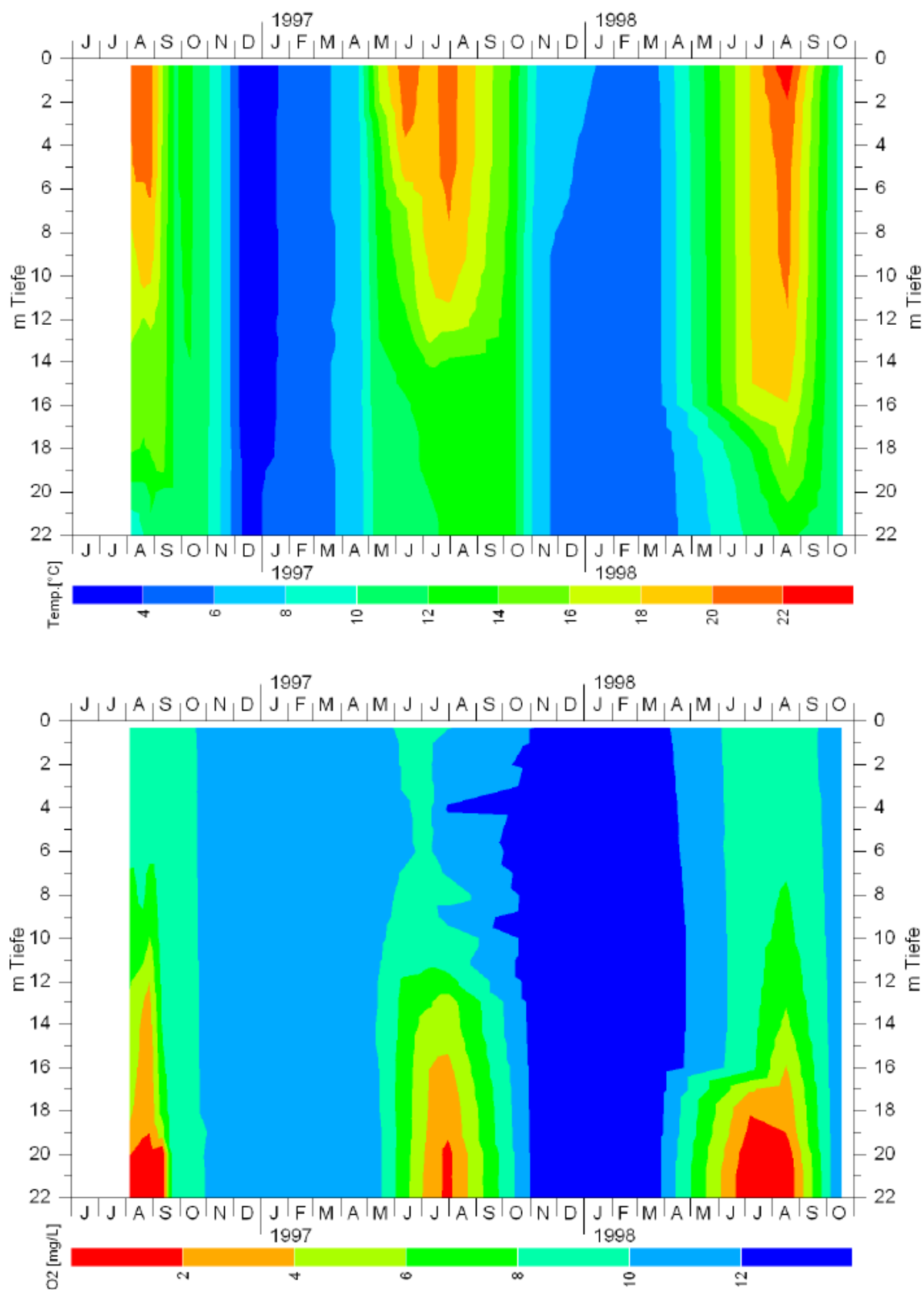


Abb. 19: Nordfeld: Verlauf der Wassertemperatur (oben) und der Sauerstoffkonzentration (unten) im Untersuchungszeitraum 1996-1998.

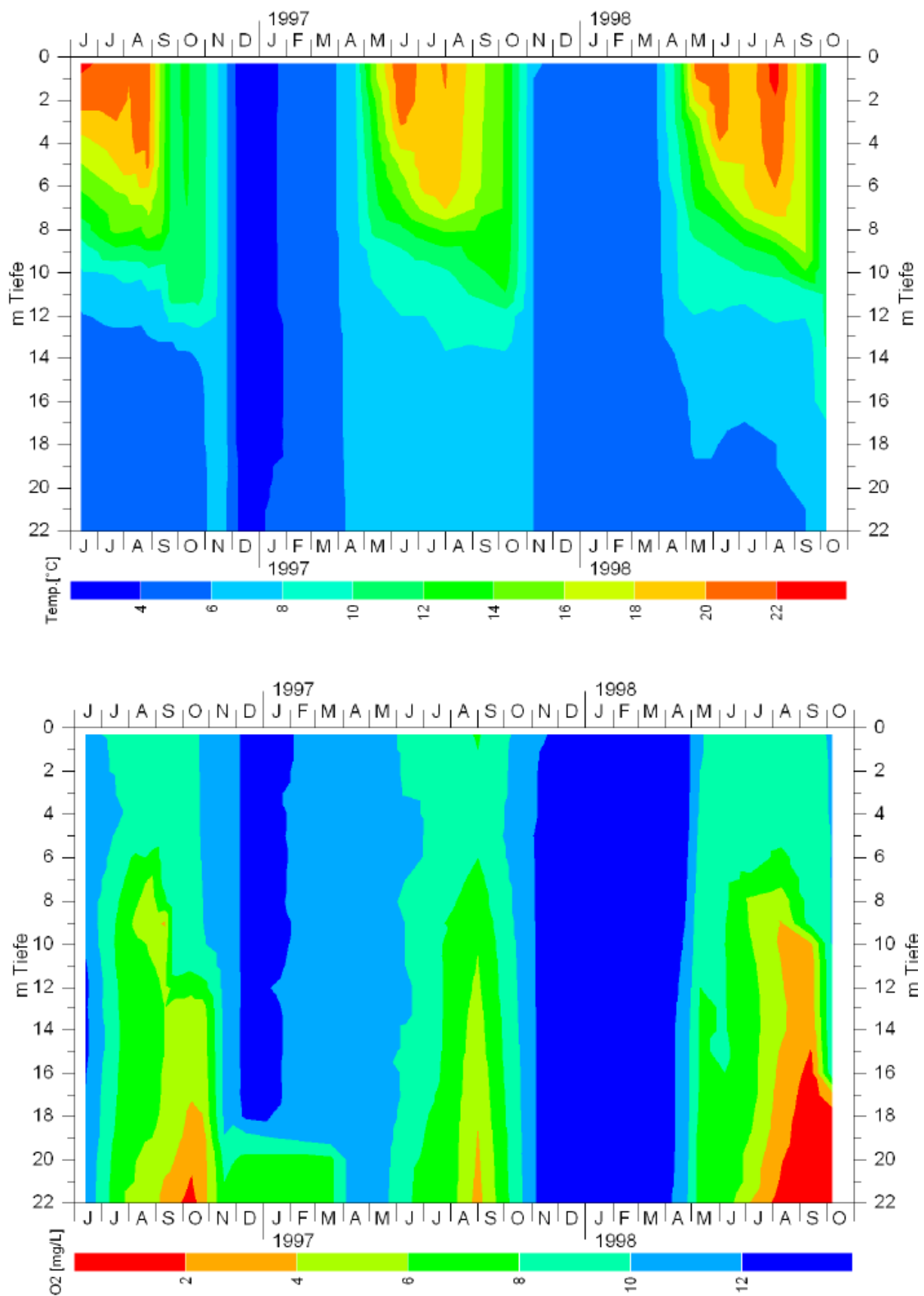


Abb. 20: Elsterfeld: Verlauf der Wassertemperatur (oben) und der Sauerstoffkonzentration (unten) im Untersuchungszeitraum 1996-1998.

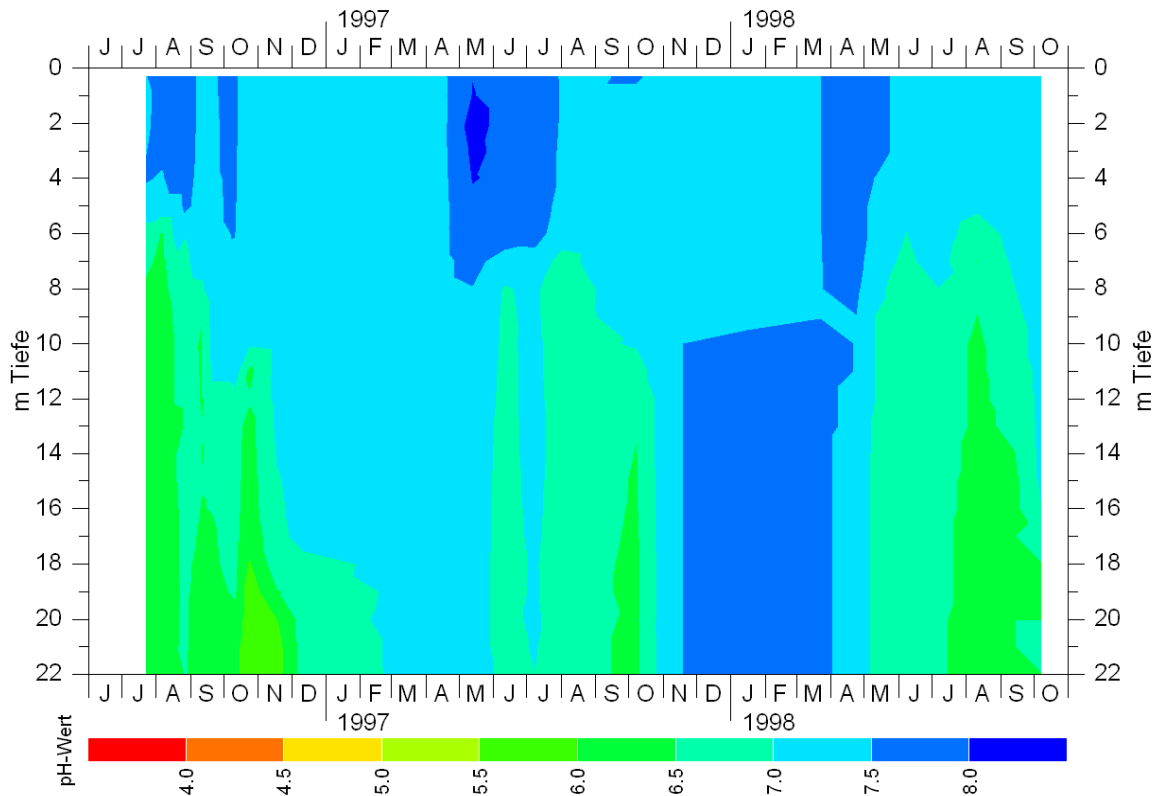


Abb. 21: Elsterfeld: Verlauf des pH-Werts im Untersuchungszeitraum 1996-1998.

Der Temperaturverlauf des Ostfelds zeigt, dass sich das aufgrund der geringen Wassertiefe relativ kleine Hypolimnion im Sommer regelmäßig um ungefähr 2°C stärker erwärmt als das Hypolimnion des Elsterfelds (Abb. 20 und 22). Im Hypolimnion des Ostfelds fand während der sommerlichen Stagnationsphase eine deutlich stärkere Sauerstoffzehrung als im Hypolimnion des Elsterfelds statt, so dass die Sauerstoffkonzentration von Juli bis September regelmäßig weniger als 4 mg/L betrug. Im Spätsommer (September/Oktober 1996 und August/September 1998) betrug die Sauerstoffkonzentration im gesamten Hypolimnion des Ostfelds weniger als 1 mg/L . Der pH-Wert lag im Ostfeld niedriger als im Elsterfeld. In den oberen Wasserschichten (0-5 m) war das Ostfeld bei pH-Werten zwischen 6,8 und 7,9 ganzjährig neutral bis schwach alkalisch. In den tieferen Wasserschichten sank der pH-Wert während der sommerlichen Stagnationsphase regelmäßig in den sauren Bereich ab. In allen drei Untersuchungsjahren traten im Spätsommer im gesamten Hypolimnion pH-Werte $< 6,0$ auf. Im August 1996 sank der pH-Wert in Bodennähe sogar bis auf pH 3,8 und somit in den stark sauren Bereich ab (Abb. 23).

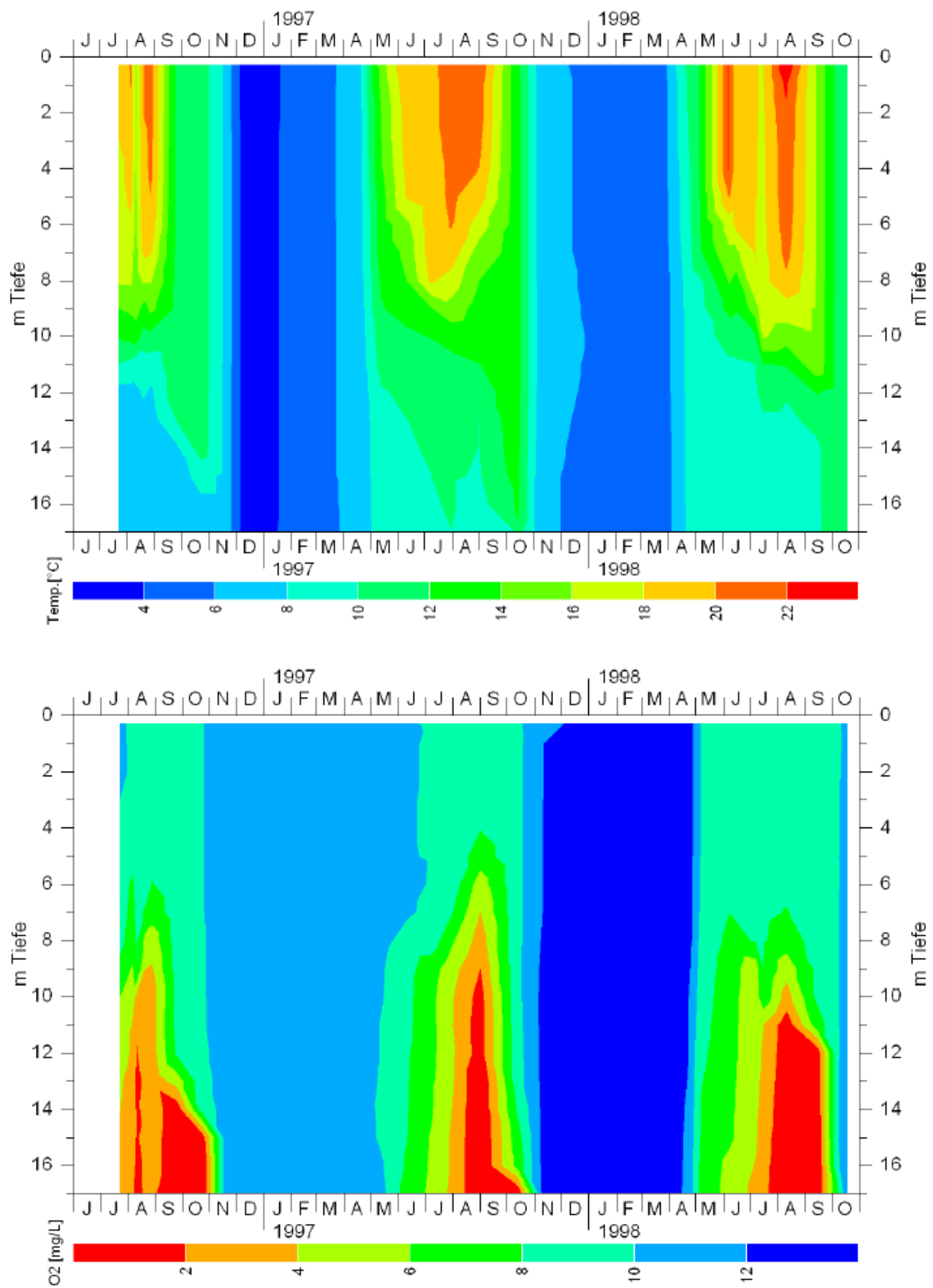


Abb. 22: Ostfeld: Verlauf der Wassertemperatur (oben) und der Sauerstoffkonzentration (unten) im Untersuchungszeitraum 1996-1998.

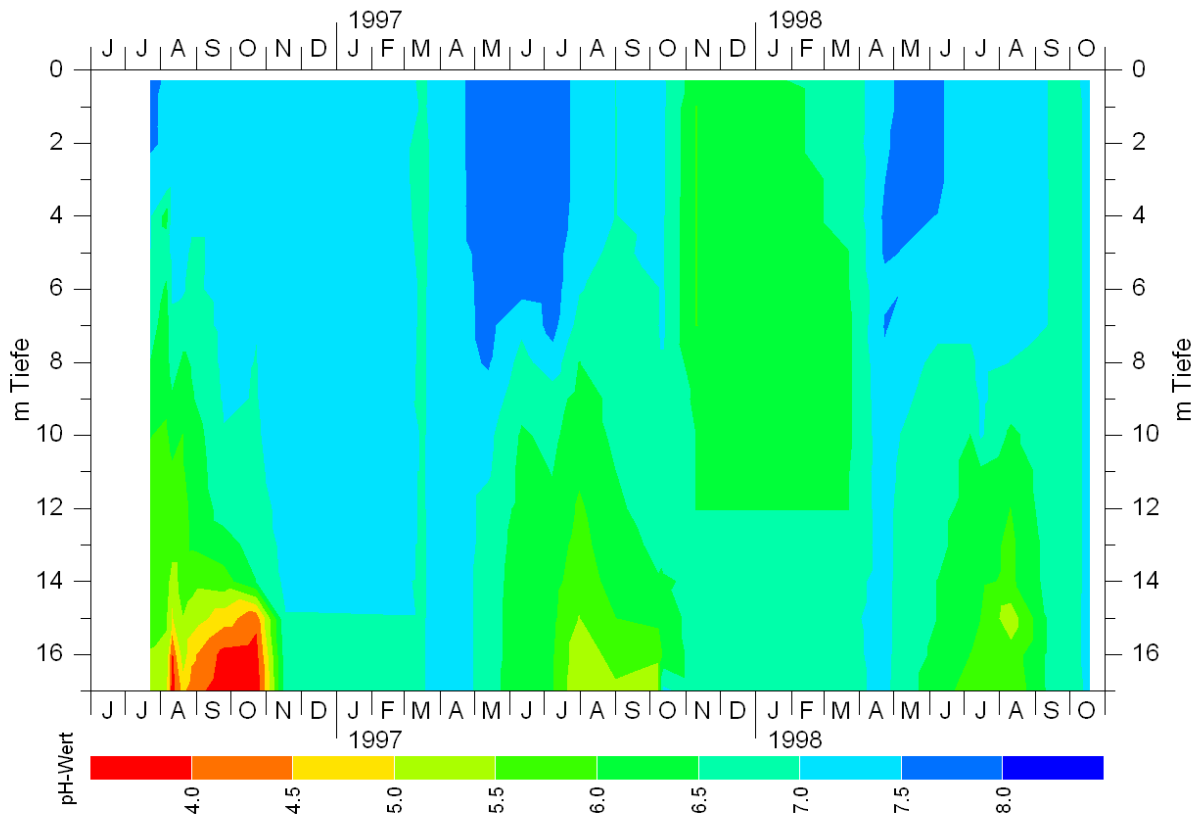


Abb. 23: Ostfeld: Verlauf des pH-Werts im Untersuchungszeitraum 1996-1998.

3.2.2 Makrophyten

Emerse Makrophyten

Es war lediglich ein schmaler Schilfgürtel, der vor allem aus *Phragmites australis* bestand, vorhanden. Die Schilfpflanzen zeigten nur eine geringe Vitalität. Die seeseitige Begrenzung des Schilfgürtels lag bei hohem Wasserstand im Frühjahr (98,9 mNN) bei 70-80 cm Wassertiefe. Aufgrund der im Sommerhalbjahr regelmäßig stattfindenden Wasserspiegelabsenkung verringerte sich 1998 die seeseitige Begrenzung der emersen Vegetation im Juli auf 20-40 cm Wassertiefe und im August auf 10 cm Wassertiefe. Im September war die emerse Vegetation im Litoral des nicht versauerten Teils des Senftenberger Sees - mit Ausnahme eines ca. 60 m² großen Rohrkolbenbestandes (*Typha latifolia*) in einem Bereich südlich der Messstelle 9 - trocken gefallen.

Im Bereich der Messstellen des Habitattyps *Flaches Litoral* waren emerse Makrophyten generell nur sehr spärlich vorhanden, wobei die Menge an emersen Makrophyten von Messstelle 4 über Messstelle 9 zu Messstelle 6 abnahm (zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 24).

Submerse Makrophyten

Die Verteilung der dichten Bestände submerser Makrophyten ist in Abbildung 24 dargestellt. Dichte Bestände submerser Makrophyten wurden im Senftenberger See fast ausschließlich von Zwiebelbinsen (*Juncus bulbosus*) gebildet. Zwiebelbinsen sind nicht zur Nutzung von HCO_3^- als Kohlenstoffquelle befähigt, sondern benötigen freies CO_2 , das sie aus dem Wasser oder über die Wurzeln aus dem Porenraum aufnehmen können (FYSON 2000). Das als Kohlenstoffquelle benötigte CO_2 ist im Wasserkörper versauerter Seebereiche sowie im Porenwasser derjenigen Bereiche, in denen versauertes Grundwasser austritt, verfügbar. Deshalb waren die submersen Bestände von *Juncus bulbosus* im Wesentlichen auf die permanent versauerten Seebereiche beschränkt. Außerhalb dieser Seebereiche traten sie nur an der angrenzenden Messstelle 3 sowie an der episodisch versauernden Messstelle 7 auf. An diesen beiden Stellen lagen vermutlich über weite Bereiche des Jahres im Porenwasser erhöhte CO_2 -Konzentrationen vor.

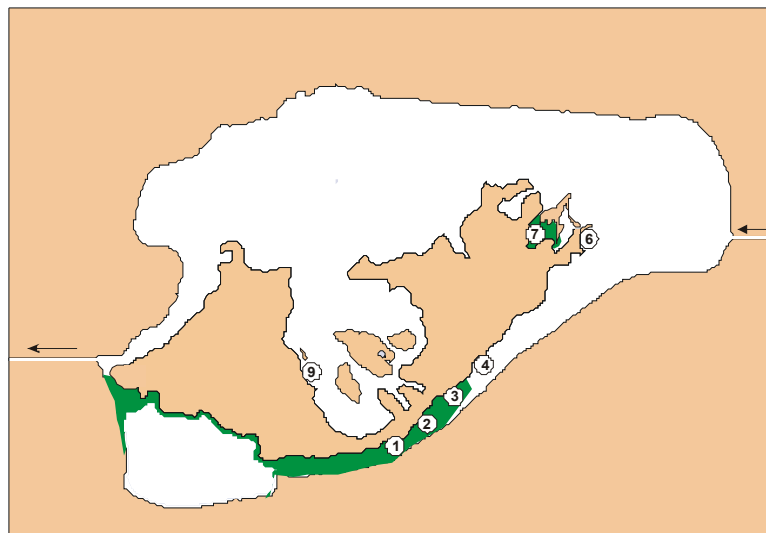


Abb. 24: Verteilung dichter submerser Makrophytenbestände im Senftenberger See im Untersuchungszeitraum 1996-1998 (grüne Flächen). Die Zahlen 1-9 symbolisieren die Messstellen im *Phytal* und im *Flachen Litoral*.

Die Zwiebelbinsen besiedelten in den versauerten Bereichen des Senftenberger Sees Wassertiefen bis ungefähr 2,5 m und erreichten dort Bodenbedeckungsgrade $> 90\%$ bei Wuchshöhen bis ungefähr 2 m. Auch die Messstellen 3 und 7 wiesen eine sehr dichte submerse Vegetation mit Bedeckungsgraden $> 90\%$ auf, die fast bis an die Wasseroberfläche reichte. An Messstelle 7 handelte es sich dabei fast ausschließlich um Zwiebelbinsen, während an Messstelle 3

neben den Zwiebelbinsen auch das Ähren-Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) in dichten Beständen auftrat.

In den anderen pH-neutralen Seebereichen traten im Untersuchungszeitraum submerse Makrophyten nur als solitär stehende Pflanzen oder lockere Gruppen auf, jedoch nicht als für die Fischgemeinschaft als Refugium nutzbare horstig wachsende oder flächige Bestände mit hohen Deckungsgraden. Darüber hinaus zeigten die Pflanzen häufig eine geringe Vitalität und wiesen Überzüge aus Eisenocker ($\text{FeO}(\text{OH})$) auf. Eine Ausnahme stellte die Messstelle 4 dar: Hier waren 1996 und im Frühjahr 1997 noch dichte Makrophytenbestände (v.a. *Juncus bulbosus* und *Myriophyllum spicatum*) vorhanden, die anschließend aber drastisch zurückgingen, so dass diese Messstelle ab Juni 1997 auch als nahezu frei von submersen Makrophyten einzustufen war. Die wenigen noch vorhandenen Pflanzen waren vollständig von Eisenocker bedeckt.

Im Untersuchungsjahr 1998 waren die drei Messstellen des Habitattyps *Flaches Litoral* (Messstellen 4, 6 und 9) in dem Tiefenbereich, der mit Stellnetzen befischt wurde (1,2-3,0 m), fast frei von strukturbildenden Makrophytenbeständen. An submersen Makrophyten trat lediglich vereinzelt *Myriophyllum spicatum* solitär oder in kleinen Gruppen auf; an den Messstellen 6 und 9 waren zusätzlich kleine Flächen mit Zwerg-Laichkraut (*Potamogeton pusillus*) bewachsen. Darüber hinaus entwickelten sich an Messstelle 6 von Juli bis September dichte Bestände fädiger Grünalgen (*Mougeotia* spec., *Desmidium* spec., *Spirogyra* spec.), die einen Bodenbedeckungsgrad von mehr als 60% erreichten.

In den ufernächsten und mit Stellnetzen nicht befischbaren Flachwasserbereichen traten an Messstelle 4 im Frühjahr vereinzelt submerse Makrophyten (*Juncus bulbosus*, *Myriophyllum spicatum*) bis in eine Wassertiefe von 60 cm auf, während die ufernahen Flachwasserbereiche bei den Messstellen 6 und 9 frei von submersen Makrophyten waren. Im Verlauf des Sommers sank die untere Makrophyten-Verbreitungsgrenze an Messstelle 4 bis auf 40 cm.

3.2.3 Sedimentbeschaffenheit und strukturelle Komplexität der Messstellen

Die Sedimente an den Messstellen der strukturarmen litoralen Habitattypen *Flaches Litoral* und *Tiefes Litoral* zeigten nur eine geringe Variabilität in ihrer Korngrößenzusammensetzung. An allen Messstellen lagen sandige Sedimente vor, wobei Mittelsand dominierte, gefolgt von Grob- und Feinsand (Tab. 15). In den Sedimentfraktionen Mittelkies und Grobkies waren neben den besagten Kiesen auch Kohlestücke enthalten. Innerhalb des Habitattyps *Flaches Li-*

toral lagen an Messstelle 6 größere Sedimente als an den Messstellen 4 und 9 vor. Dies spiegelt die höhere Wind- und Wellenexposition von Messstelle 6 wider.

Tab. 15: Korngrößenzusammensetzung in den oberen 10 cm der Sedimente an den strukturarmen Messstellen des *Flachen Litorals* und *Tiefen Litorals*.

Bezeichnung	Korngröße[mm]	<i>Flaches Litoral</i>			<i>Tiefes Litoral</i>	
		Messstelle 4	Messstelle 6	Messstelle 9	Messstelle C	Messstelle D
Schluff	<0,063	2%	1%	2%	2%	1%
Feinsand	0,063-0,2	11%	9%	34%	11%	11%
Mittelsand	0,2-0,63	61%	42%	40%	34%	58%
Grobsand	0,63-2,0	17%	31%	12%	27%	21%
Feinkies	2,0-6,3	5%	12%	10%	17%	8%
Mittelkies	6,3-20	2%	5%	2%	9%	1%
Grobkies	20-63	2%	0%	0%	0%	0%

Tab. 16: Taucherische Charakterisierung der Sedimentoberfläche an den litoralen Messstellen (o = selten, < 5% Bedeckungsgrad; + = verbreitet, 5-33% Bedeckungsgrad; ++ = häufig, 34-66% Bedeckungsgrad; +++ = sehr häufig, > 66% Bedeckungsgrad).

Habitattyp	Messstelle	Vorherrschende Korngrößenklasse an der Sedimentoberfläche	Strukturbildende Elemente	Submerse oder emerse Vegetation im angrenzenden Uferbereich (Wassertiefe < 1 m)
<i>Phytal</i>	3	Schluff	+++ submerse Makrophyten	+++ submers, emers
<i>Phytal</i>	7	Schluff	+++ submerse Makrophyten	+++ submers, emers
<i>Flaches Litoral</i>	4	Schluff	+ Kohlestücke > 10 cm o submerse Makrophyten	+ submers, emers
<i>Flaches Litoral</i>	6	Mittel- und Grobsand	++ fädige Grünalgen + Steine > 10 cm o submerse Makrophyten	o emers
<i>Flaches Litoral</i>	9	Schluff, Fein-, Mittel- und Grobsand	o fädige Grünalgen o submerse Makrophyten	+ emers
<i>Tiefes Litoral</i>	B (Elsterfeld)	Mittel- und Grobsand, Schluff	+ fädige Grünalgen o Steine > 10 cm	
<i>Tiefes Litoral</i>	C (Ostfeld)	Fein-, Mittel- und Grobsand, Schluff		

Die hohe Ähnlichkeit der Korngrößenzusammensetzung entsprach nicht der visuellen Einschätzung der Sedimentoberfläche bei der taucherischen Messstellenkartierung (Tab. 16). Bei der taucherischen Kartierung wurde deutlich, dass die beiden Messstellen des *Phytals* sowie

die Messstelle 4 eine geschlossene Schluffauflage aufwiesen. An Messstelle 6 hingegen war die Sedimentoberfläche durchgängig sandig. Messstelle 9 sowie die beiden Messstellen des *Tiefen Litorals* wiesen ein wellenförmiges Bodenprofil und eine heterogene Sedimentoberfläche auf. Während sich in den Vertiefungen schluffige Sedimente akkumuliert hatten, lagen auf den Erhebungen sandige Sedimente vor.

3.2.4 Zooplankton

Die Abundanz und die Biomasse des Crustaceenplanktons waren im Epilimnion des *Pelagials* signifikant höher als im *Flachen Litoral* (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,05$ für die Individuendichte und $p < 0,005$ für die Biomasse). Einer mittleren Biomasse von $1507 \mu\text{g/L}$ im *Pelagial* stand im *Flachen Litoral* eine mittlere Biomasse von $413 \mu\text{g/L}$ gegenüber (Abb. 25). Dabei lag in den Monaten April bis Juli und im Oktober sowohl die Abundanz als auch die Biomasse des Crustaceenplanktons im *Pelagial* um den Faktor 3-12 höher als im *Flachen Litoral*. Im August waren die Abundanz und die Biomasse in beiden Habitattypen vergleichbar, während sie im September im *Pelagial* niedriger als im *Flachen Litoral* waren.

Mengenmäßige Bedeutung als potenzielle Fischnahrung besaßen im Untersuchungszeitraum vorwiegend Copepoden sowie die Cladocерengattungen *Daphnia* und *Bosmina*. Die Cladocere *Leptodora kindtii* hatte im Juli und August aufgrund ihres hohen Individualgewichts trotz niedriger Abundanzen einen hohen Biomasseanteil. Andere Cladoceren traten im gesamten Untersuchungszeitraum nur in sehr niedrigen Abundanzen und Biomassen auf.

Die zum Zweck des Methodenvergleichs durchgeführten Parallelbeprobungen mit dem Plexiglas-Fallschöpfer und dem Planktonnetz zeigten, dass der Schöpfer für eine quantitative Beprobung des Crustaceenplanktons gut geeignet ist. Die Netzfänge lieferten im Mittel nur 42% der im Zylinderschöpfer enthaltenen Individuendichten und 72% der Biomasse. Die relative Zusammensetzung der Zähltaxa korrespondierte zwischen den beiden Erfassungsmethoden recht gut (Abb. 26). Auffällig war jedoch die deutlich höhere Copepoditendichte in den Schöpferproben. Dieser Unterschied ist zumindest teilweise durch die geringe Größe der Copepoditen bedingt, aufgrund derer sie von der Maschenweite des Planktonnetzes ($250 \mu\text{m}$) nicht quantitativ zurückgehalten wurden.

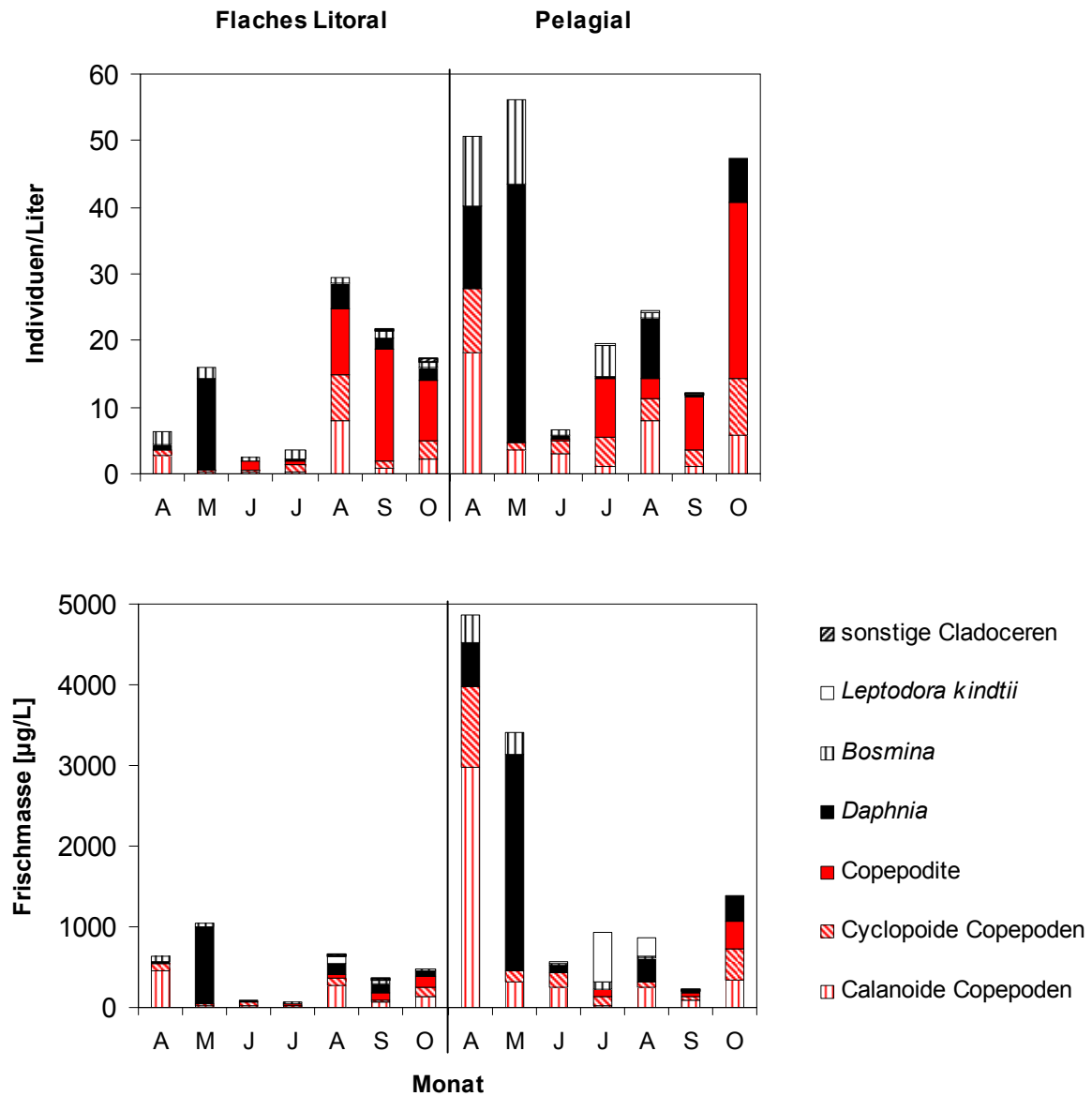


Abb. 25: Mittlere Abundanz und Biomasse des Crustaceenplanktons in den Habitattypen Flaches Litoral (arithmet. Mittel der Messstellen 4, 6 und 9) und Pelagial Epilimnion (arithmet. Mittel der Messstellen A und D) im Senftenberger See von April bis Oktober 1998. Die Probenahme erfolgte mit dem Plexiglas-Fallschöpfer nach DÖRING.

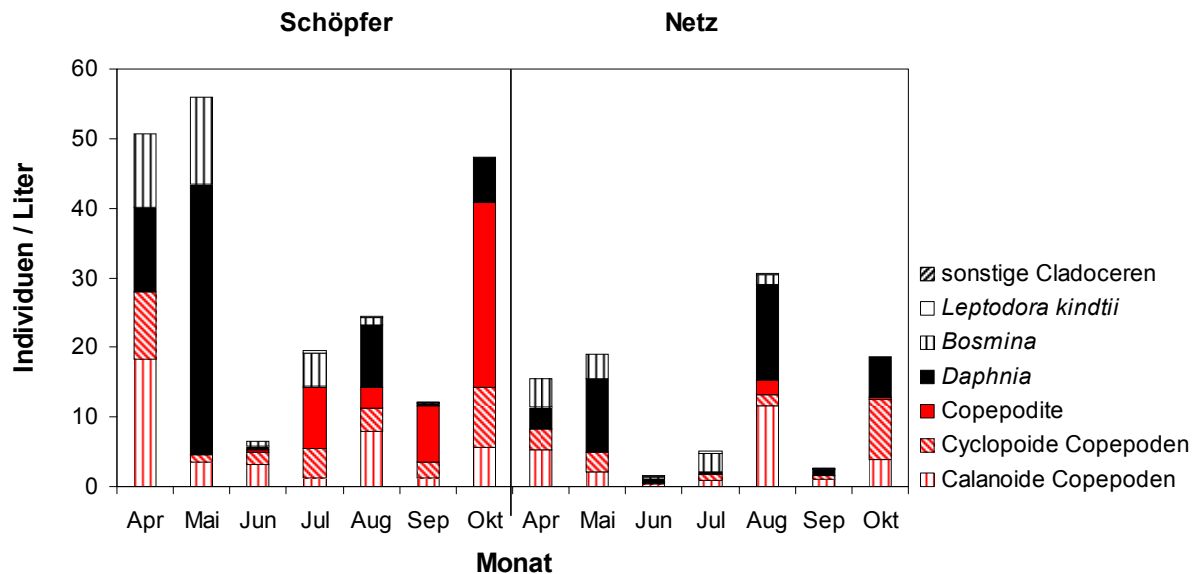


Abb. 26: Vergleich der Dichten des Crustaceenplanktons in den oberen fünf Metern des Pelagials des Senftenberger Sees bei Parallelbeprobungen mit dem Plexiglas-Fallschöpfer nach DÖRING und dem Planktonnetz nach APSTEIN (Maschenweite 250 µm). Dargestellt ist für jeden Monat das arithmetische Mittel der Messstellen A und D (vgl. Abb. 5).

3.2.5 Zoobenthos

Die Makrozoobenthosbiomasse war im *Flachen Litoral* signifikant höher als im *Tiefen Litoral* (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,001$). Den größten Biomasseanteil stellte im *Flachen Litoral* die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum*, während im *Tiefen Litoral* Chironomidenlarven den höchsten Biomasseanteil hatten (Abb. 27).

Mollusken können aufgrund ihrer Schale bzw. ihres Gehäuses erst von größeren Fischen als Nahrungsressource erschlossen werden. Um die für juvenile Fische verfügbare Nahrung in den beiden Habitattypen abschätzen zu können, ist in Abbildung 28 die Makrozoobenthosbiomasse im *Flachen Litoral* und im *Tiefen Litoral* unter Ausschluss der Mollusken dargestellt. Auch in diesem Fall war die Makrozoobenthosbiomasse im *Flachen Litoral* signifikant höher als im *Tiefen Litoral* (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,001$).

Bei Betrachtung der Makrozoobenthosbiomassen an den drei Messstellen im *Flachen Litoral* wird deutlich, dass die Makrozoobenthosbesiedlung in diesem Habitattyp sehr heterogen war (Abb. 29). Das Makrozoobenthos an Messstelle 6 wurde stets von *Potamopyrgus antipodarum* dominiert, während diese Art an Messstelle 4 nur im September nachgewiesen wurde. An Messstelle 9 trat *Potamopyrgus antipodarum* zwar regelmäßig, aber nur in sehr geringen Dichten auf. Die höchste Makrozoobenthosbiomasse trat stets an Messstelle 6 auf. Ohne

Berücksichtigung der Mollusken lag die Makrozoobenthosbiomasse hingegen an Messstelle 4 im Mittel am höchsten.

Aus Abbildung 29 ist aber ersichtlich, dass die Biomasse und Zusammensetzung des Makrozoobenthos im *Tiefen Litoral* sowohl im Jahresgang als auch zwischen den beiden Messstellen sehr variabel war. Da die beiden Messstellen lediglich an drei Terminen gleichzeitig beprobt wurden, sind Aussagen zu Unterschieden zwischen den Messstellen nicht möglich

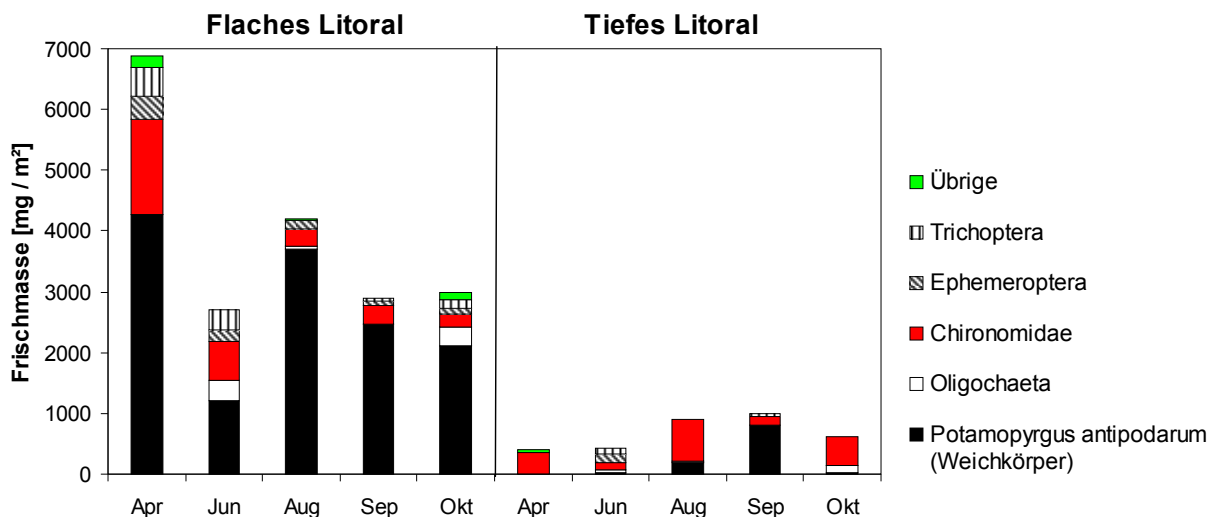


Abb. 27: Makrozoobenthosbiomasse im *Flachen Litoral* und im *Tiefen Litoral*. Dargestellt sind die arithmetischen Mittelwerte der Proben eines Habitattyps zu jedem der fünf Probenahmeterminen im Jahr 1998 (n = 186 Proben im *Flachen Litoral* (Wassertiefe 1,2-2,8 m) und 80 Proben im *Tiefen Litoral* (Wassertiefe 4,5-8,5 m); Rohdaten von D. Franek zur Verfügung gestellt).

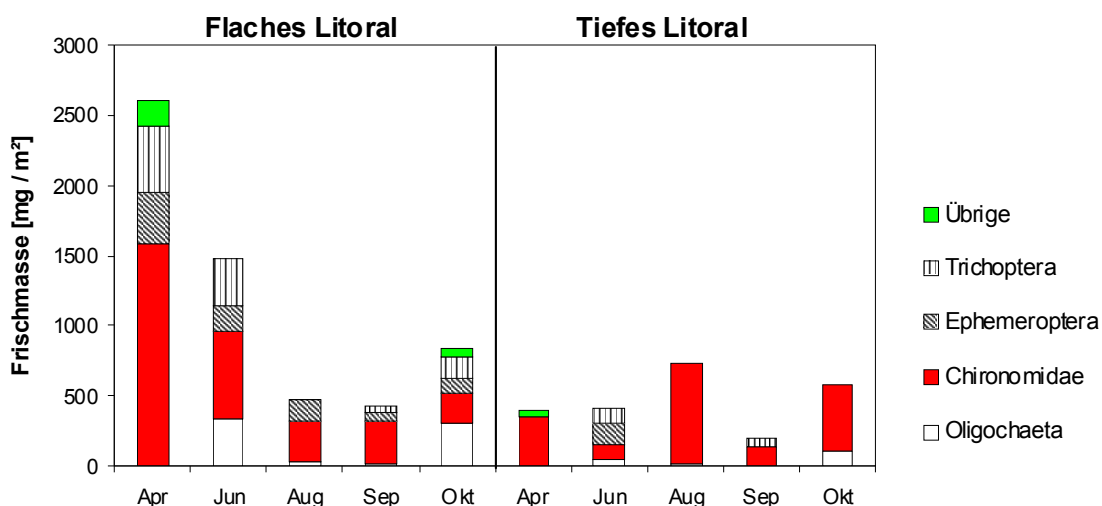


Abb. 28: Makrozoobenthosbiomasse ohne Mollusken im *Flachen Litoral* und im *Tiefen Litoral*. Dargestellt sind die arithmetischen Mittelwerte der Proben eines Habitattyps zu jedem der fünf Probenahmeterminen im Jahr 1998 (n = 186 Proben im *Flachen Litoral* (Wassertiefe 1,2-2,8 m) und 80 Proben im *Tiefen Litoral* (Wassertiefe 4,5-8,5 m); Rohdaten von D. Franek zur Verfügung gestellt).

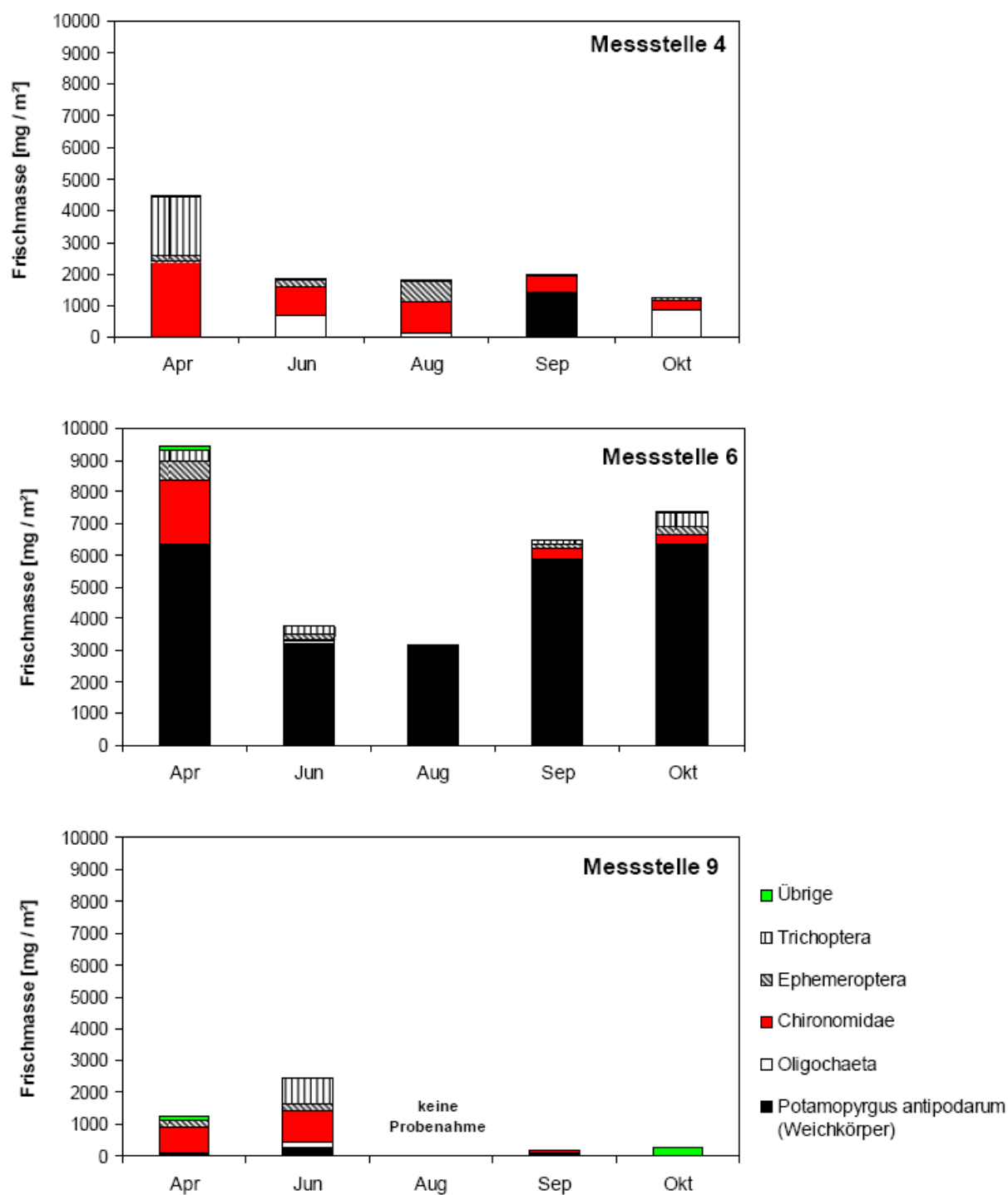


Abb. 29: Makrozoobenthosbiomasse an den Messstellen 4, 6 und 9 des Habitattyps *Flaches Litoral*. Dargestellt sind die Mittelwerte von jeweils 8-10 Einzelproben an jedem der fünf Probenahmeterminen 1998 (Rohdaten von D. Franek zur Verfügung gestellt).

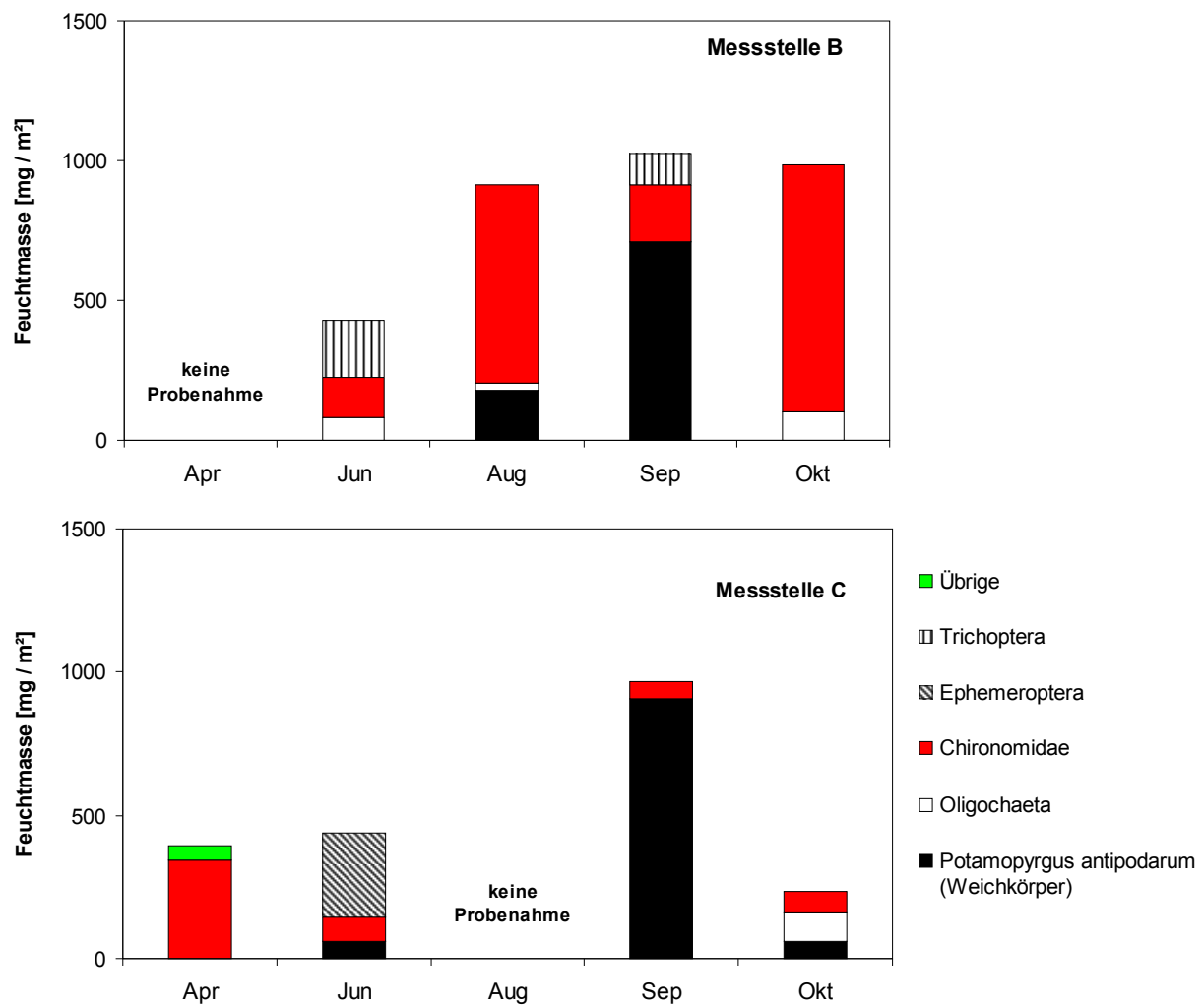


Abb. 30: Makrozoobenthosbiomasse an den Messstellen B und C des Habitattyps *Tiefes Litoral* (zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 5). Dargestellt sind die Mittelwerte von jeweils 10 Einzelproben an jedem der fünf Probenahmeterminen 1998 (Rohdaten von D. Franek zur Verfügung gestellt).

3.2.6 Artenzusammensetzung der Fischgemeinschaft

Während des gesamten Untersuchungszeitraums wurden im Senftenberger See 20 Fischarten aus 7 Familien nachgewiesen (Tab. 17).

Basierend auf den Stellnetzfangen im Untersuchungsjahr 1998 hielten sich im Senftenberger See die Biomasseanteile der Perciden (43%) und Cypriniden (42%) die Waage. Die dominanten Arten waren Plötze und Flussbarsch, die jeweils ungefähr 30% der Fischbiomasse stellten (Abb. 31). Es folgten Zander und Kleine Maräne mit Biomasseanteilen von 13% und 10%.

Numerisch dominierten im Senftenberger See die Perciden mit einem Anteil von 53%, während die Cypriniden einen numerischen Anteil von 32% am errechneten Gesamtfischbestand

hatten. Die häufigste Art war der Barsch (45%), gefolgt von Plötze (26%) und Kleiner Maräne (15%). Relativ häufig waren auch Kaulbarsche, Güstern und Zander mit einem numerischen Anteil von 5%, 4% und 3%.

Tab. 17: Im Senftenberger See mit Stellnetzen und dem Elektrofischereigerät im Untersuchungszeitraum von 1996 bis 1998 nachgewiesene Fischarten. Die Nomenklatur folgt FREYHOF & HUCKSTORF (2006).

Familie	Deutscher Name	Numerischer Gesamtfang (Individuenzahlen)		Längenbereich [cm]	
Art		Elektro- fischerei	Stell- netze	Elektro- fischerei	Stell- netze
Anguillidae					
<i>Anguilla anguilla</i> (L.)	Aal	64	2	13-70	25-72
Coregonidae					
<i>Coregonus albula</i> (L.)	Kleine Maräne	-	1008		6-32
Cyprinidae					
<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	Güster	100	1089	5-16	5-38
<i>Abramis brama</i> (L.)	Blei	14	414	5-51	8-51
<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	Ukelei	-	21		14-20
<i>Carassius carassius</i> (L.)	Karassche	-	2		36-37
<i>Cyprinus carpio</i> L.	Karpfen	1	12	41	41-61
<i>Gobio gobio</i> (L.)	Gründling	1	3	11	9-13
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i> (Rich.)	Marmorkarpfen	-	1		82
<i>Squalius cephalus</i> (L.)	Döbel	-	18		22-54
<i>Leuciscus delineatus</i> (Heckel)	Moderlieschen	1	2	6	6-7
<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	Plötze	1589	5371	2-15	4-38
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	Rotfeder	50	472	3-29	7-34
<i>Tinca tinca</i> (L.)	Schleie	9	1	5-32	24
Esocidae					
<i>Esox lucius</i> L.	Hecht	88	122	7-40	7-78
Percidae					
<i>Gymnocephalus cernuus</i> (L.)	Kaulbarsch	-	352		4-13
<i>Perca fluviatilis</i> L.	(Fluss-) Barsch	401	7400	3-23	4-39
<i>Sander lucioperca</i> (L.)	Zander	-	279		8-86
Salmonidae					
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum)	Regenbogenforelle	-	26		19-44
Siluridae					
<i>Silurus glanis</i> L.	Wels	-	26		52-77

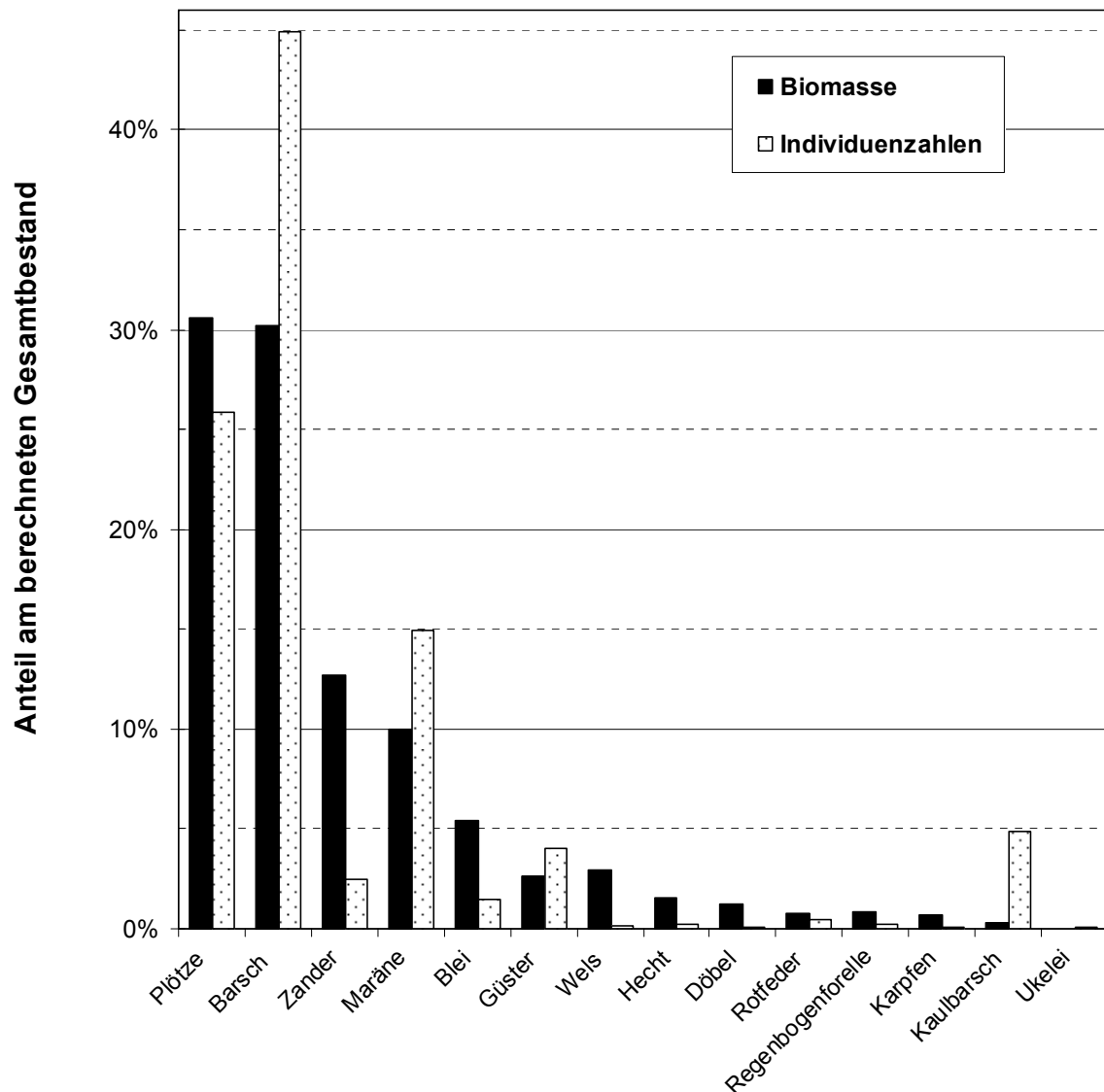


Abb. 31: Relative Artenzusammensetzung im Senftenberger See im Untersuchungsjahr 1998 (Biomasse und Individuenzahlen). Berechnet aus den Stellnetzfangen (6-65 mm Maschenweite) April-Oktober 1998 (n = 8900 Individuen mit einer Biomasse von 913 kg).

3.2.7 Wachstum

3.2.7.1 Barsch

Die zur Längenrückberechnung verwendete Operculum-Längenbeziehung der Barsche ist in Abbildung 32 dargestellt, die mittlere rückberechnete Totallänge und der mittlere rückberechnete Zuwachs in Abbildung 33. Das Wachstum der Barsche hatte einen logarithmischen Verlauf. In ihrem ersten Lebensjahr erreichten die Barsche eine mittlere Jahresendlänge von 8,3 cm, im zweiten Lebensjahr von 14,2 cm und im dritten Lebensjahr von 18,9 cm.

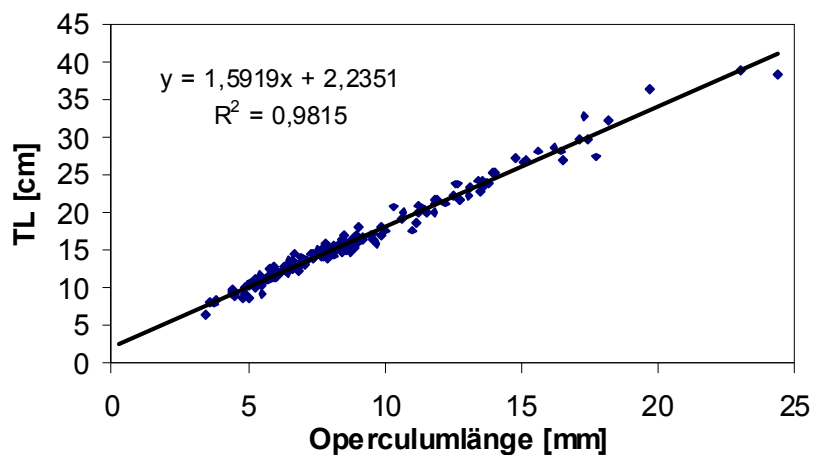


Abb. 32: Totallänge (TL) der Barsche in Abhängigkeit von der Operculumlänge (n = 179).

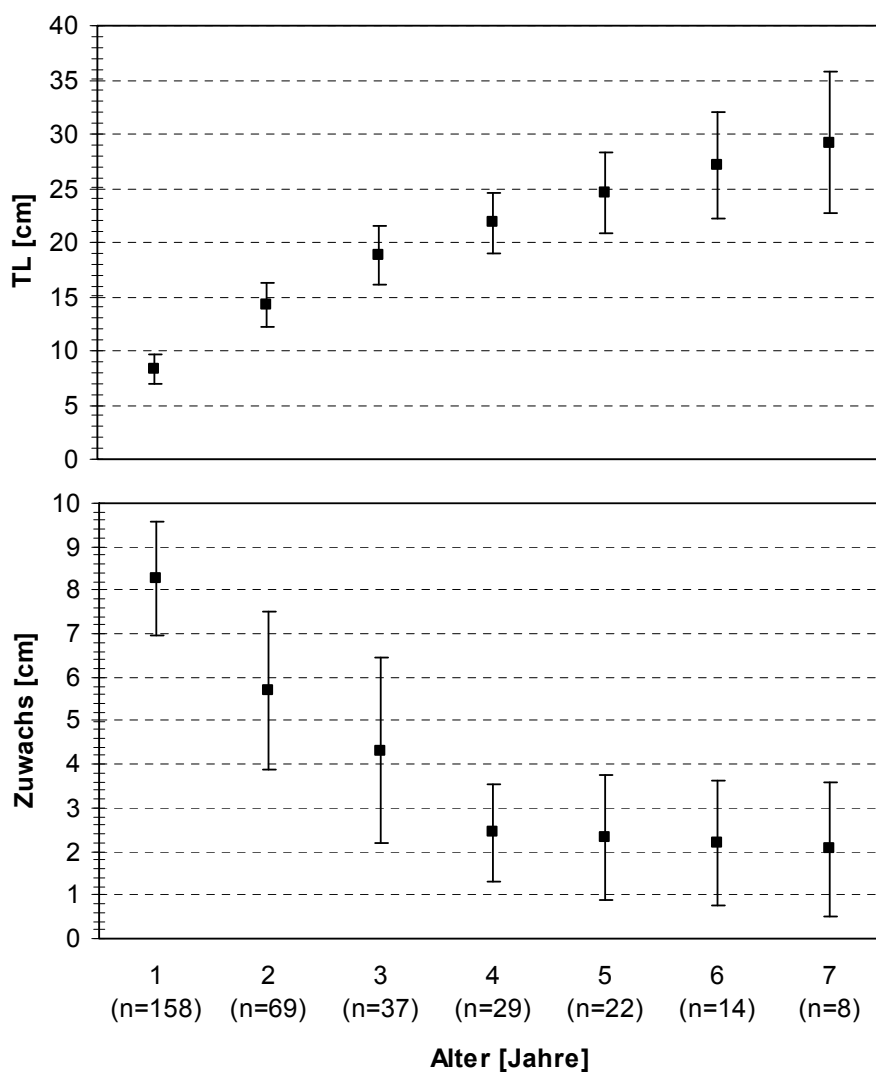


Abb. 33: Mittlere Endlängen (oben) und mittlerer Zuwachs (unten) der Barsche im jeweiligen Lebensjahr. Der Fehlerbalken entspricht der einfachen Standardabweichung (n = Anzahl der untersuchten Fische).

3.2.7.2 Plötze

Die zur Längenrückberechnung verwendete Schuppenradius-Längenbeziehung ist in Abbildung 35 dargestellt, die mittlere rückberechnete Totallänge und der mittlere rückberechnete Zuwachs in Abbildung 34. Die Plötzen erreichen im ersten Jahr im Mittel eine Endlänge von 4,1 cm, im zweiten Jahr von 9,3 cm und im dritten Jahr von 14,7 cm. Der jährliche Zuwachs stieg in den ersten drei Lebensjahren kontinuierlich an und nahm anschließend asymptotisch ab.

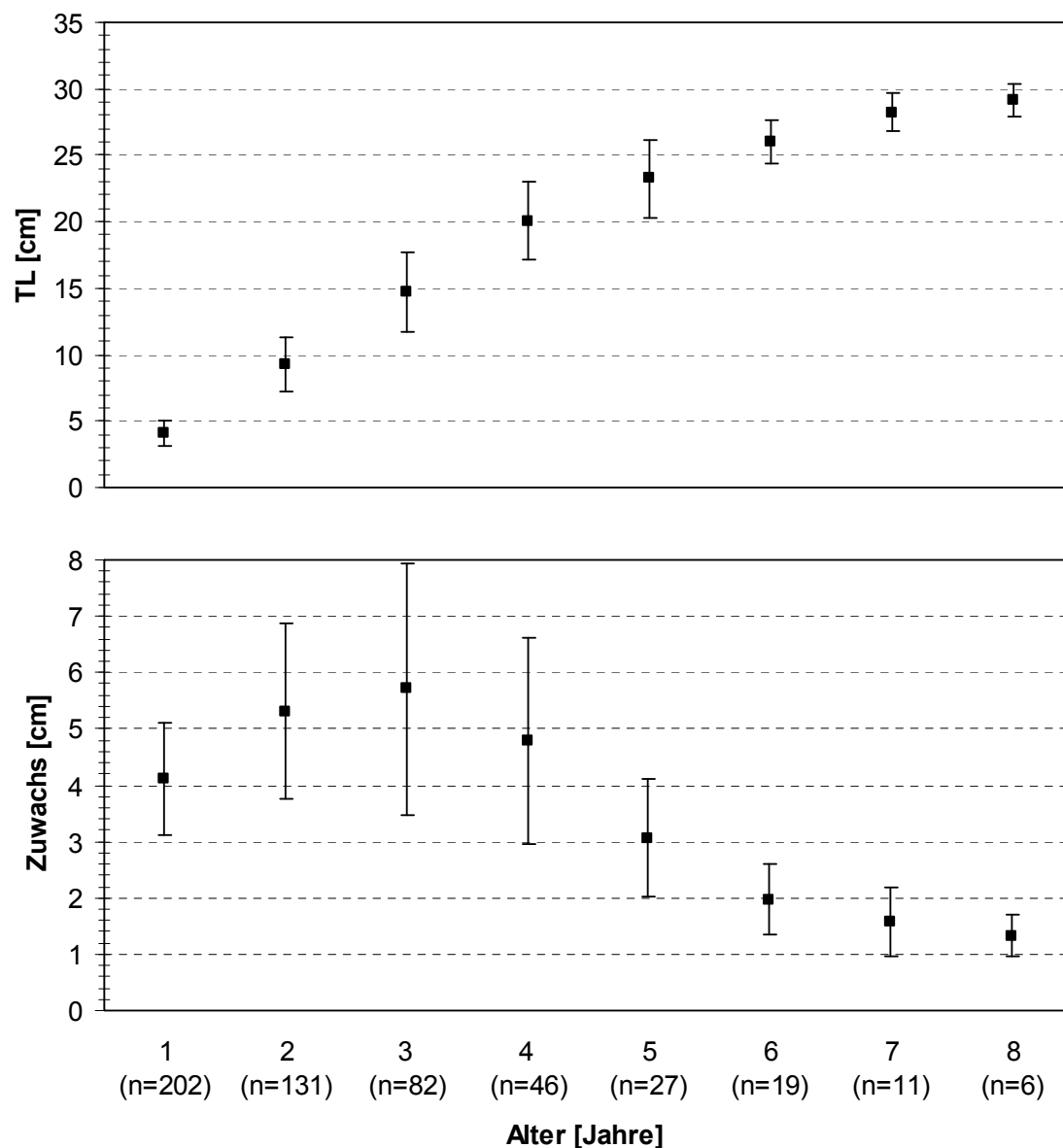


Abb. 34: Mittlere Endlänge (oben) und mittlerer Zuwachs (unten) der Plötzen im jeweiligen Lebensjahr. Der Fehlerbalken entspricht der einfachen Standardabweichung (n = Anzahl der untersuchten Fische).

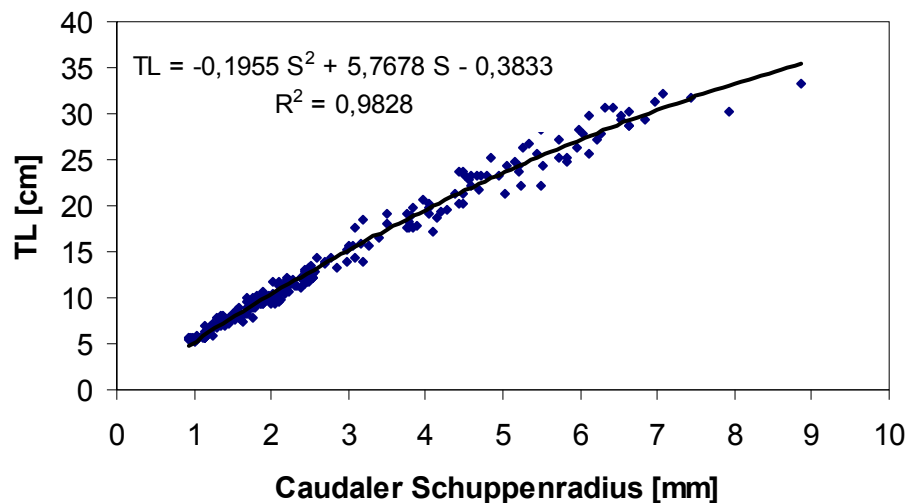


Abb. 35: Totallänge (TL) der Plötzen in Abhängigkeit vom caudalen Schuppenradius (S) (n = 228).

3.2.8 Habitatwahl in den nicht versauerten Seebereichen

3.2.8.1 Tagesperiodische Aktivitätsmuster der Fischgemeinschaft

Der Nachweis von Fischen mit passiven Fanggeräten wie den bei dieser Untersuchung eingesetzten Kiemenstellnetzen setzt eine Aktivität der Fische voraus. Bei gleichzeitiger Beprobung aller Habitattypen zu verschiedenen Tageszeiten oder Lichtphasen zeigen die tagesperiodischen Änderungen der Einheitsfänge die tageszeitlichen Aktivitätsmuster der Fische auf.

Im Senftenberger See wurden die Befischungen sowohl tagsüber als auch nachts durchgeführt, wobei „nachts“ die beiden Dämmerungsphasen einschloss. Die Einheitsfänge wurden jeweils als Individuenzahlen je Einheitsnetzfläche berechnet. Aufgrund der unterschiedlichen Stelldauer sind die Einheitsfänge tagsüber und nachts nicht direkt miteinander vergleichbar; der Vergleich der Tag- und Nachtfänge ermöglicht aber, Unterschiede zwischen den tageszeitlichen Aktivitätsphasen der verschiedenen Fischarten und Größenklassen aufzuzeigen (Abb. 36).

Plötzen ≤ 10 cm und Barsche aller Größenklassen waren sowohl tagsüber als auch nachts aktiv. Im Vergleich zu den Barschen und den Plötzen ≤ 10 cm hatten Güstern ≤ 10 cm, Hechte, Plötzen > 10 cm und Rotfedern ihren Aktivitätsschwerpunkt während der Nachtfänge. Sie waren aber in nennenswertem Umfang auch tagsüber aktiv. Bleie, Güstern ≥ 11 cm, Kaulbarsche, Maränen und Zander waren hingegen tagsüber weitgehend inaktiv.

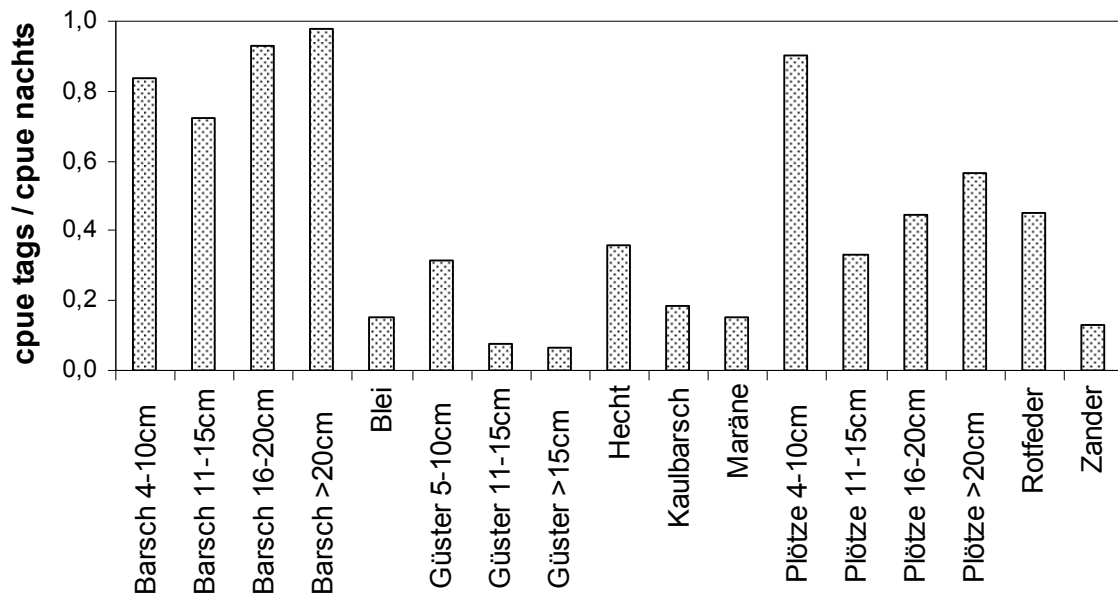


Abb. 36: Mittlere numerische Einheitsfänge der Stellnetzbefischungen tagsüber im Vergleich zu den mittleren numerischen Einheitsfängen der Stellnetzbefischungen nachts (Stelldauer ca. 2 Stunden vor Sonnenuntergang bis ca. 2 Stunden nach Sonnenaufgang).

Im Oktober und November 1997 wurden die nächtlichen Befischungen getrennt für die drei Lichtphasen „Abenddämmerung“, „Dunkelheit“ und „Morgendämmerung“ durchgeführt. In Abbildung 37 sind die mittleren numerischen Einheitsfänge in den drei Lichtphasen dargestellt. Die detaillierten Fangergebnisse sind Tabelle A2 im Anhang zu entnehmen.

Der mittlere Gesamt-Einheitsfang war in der Abenddämmerung annähernd gleich hoch wie in der Morgendämmerung, während er in der Dunkelheit um mehr als 85% niedriger lag. Die Stellnetzefänge in der Dunkelheit umfassten mit Ausnahme der Plötzen ≤ 10 cm sowie der auch in den Dämmerungsphasen nur in Einzelexemplaren nachgewiesenen Döbel und Moderslieschen alle Fischarten und Längensklassen, die in den Dämmerungsphasen gefangen wurden. Allerdings waren die Einheitsfänge der meisten Arten in der Dunkelheit sehr niedrig; lediglich der Einheitsfang der Maränen war gegenüber den Dämmerungsphasen nicht reduziert. Dies zeigt, dass die Schwimmaktivität aller untersuchter Fischarten und Längensklassen mit Ausnahme der Maränen im Untersuchungszeitraum Oktober/November 1997 während der Dunkelheit stark herabgesetzt war.

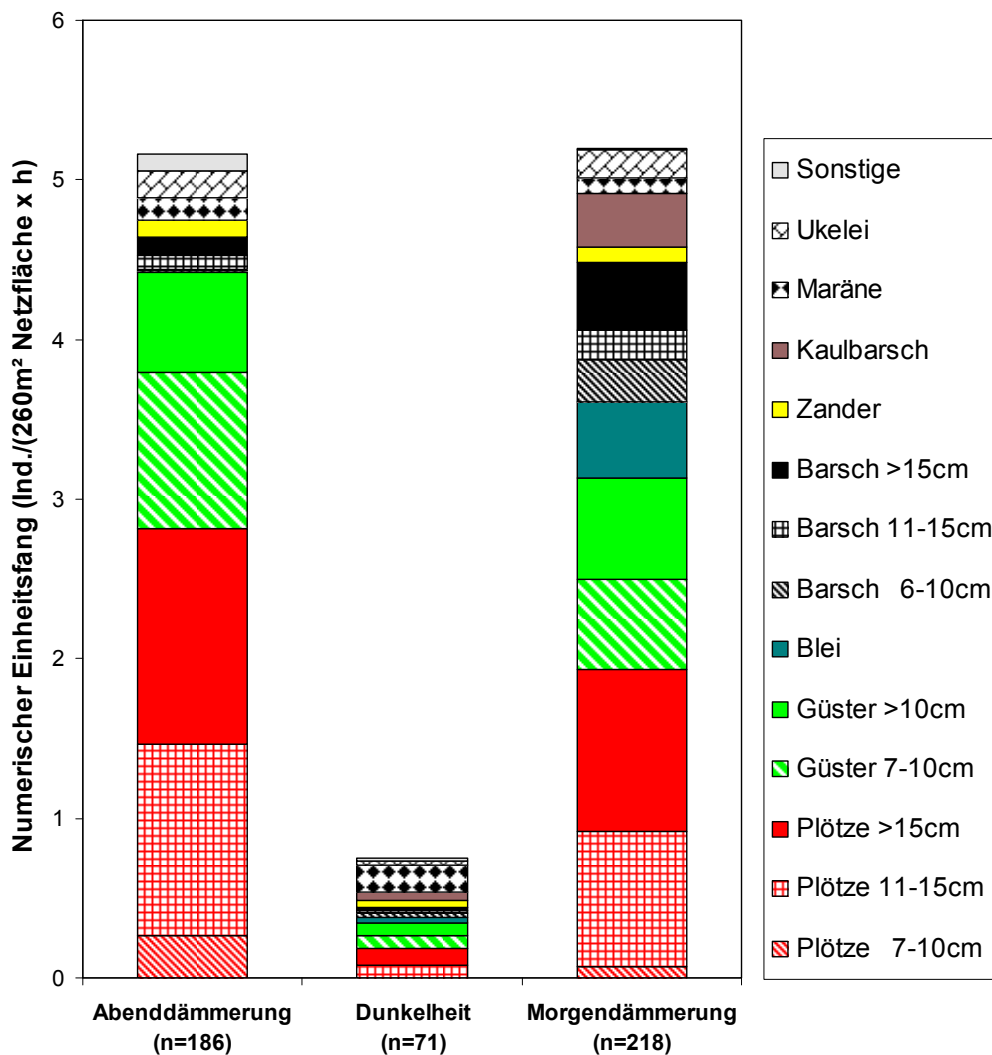


Abb. 37: Mittlere numerische Einheitsfänge der Stellnetzbefischungen in der Abenddämmerung, der Dunkelheit und der Morgendämmerung im Oktober und November 1997 (n=Nominalfang; Sonstige: Döbel (n=2), Moderlieschen (n=1), Rotfeder (n=1)).

3.2.8.2 Fischzönotische Validierung der Messstellenzuordnung zu Habitattypen

Mithilfe hierarchischer Clusteranalysen wurde überprüft, ob die Voreinteilung der Messstellen in die sechs Habitattypen (*Phytal*, *Flaches Litoral*, *Tiefes Litoral*, *Profundal*, *Pelagial Epilimnion*, *Pelagial Hypolimnion*) fischzönotisch gerechtfertigt ist und ob die fischzönotischen Unterschiede zwischen den Habitattypen über die gesamte Probenahmesaison (April-Oktober) bestanden. Hierzu wurden die Fänge aller nachts gestellten Netzsätze (n=94) im Untersuchungsjahr 1998 mithilfe einer hierarchischen Clusteranalyse gruppiert.

Die Suche nach Ausreißern mithilfe der Single-Linkage-Methode (Distanzmaß: quadrierter euklidischer Abstand) zeigte, dass die Barsche ≤ 10 cm und die Plötzen ≤ 10 cm aufgrund ihrer zeitweise sehr hohen Abundanzen in den Fängen die Clusterbildung maßgeblich beein-

flussten, wodurch seltenere Arten oder Längenklassen kaum bei der Clusterung berücksichtigt wurden. Deshalb wurde diese Größenklasse der beiden Arten von der Analyse ausgeschlossen. Das Dendrogramm der Clusteranalyse ist in Abbildung 38 dargestellt.

Die numerischen Einheitsfänge im Habitattyp *Profundal* befinden sich stets in einem gemeinsamen Cluster mit Messstellen des *Pelagial Hypolimnion* („hypo“) und des *Pelagial Epilimnion* („epioben“ und „epiunten“). Die Fänge an Messstellen des Habitattyps *Pelagial Epilimnion* clustern an einigen Fangterminen im Mai, Juni und August mit Messstellen des Habitattyps *Tiefes Litoral*.

Die Messstellen des Habitattyps *Flaches Litoral* (Messstellen 4, 6 und 9) clustern an vielen Terminen zusammen und stehen nahe beim *Tiefen Litoral* oder bilden sogar gemeinsame Cluster mit diesem. Ein weiterer Cluster wird vom Habitattyp *Phytal* (Messstellen 3 und 7) gebildet. Somit gruppieren sich die Messstellen des *Phytals* und des *Flachen Litorals* weitgehend entsprechend der Voreinstufung in Habitattypen zusammen.

In keinem Fall liegt eine Messstelle durchgängig in einem Cluster mit Messstellen eines anderen Habitattyps. Somit wird die gewählte Voreinstufung der Messstellen zu Habitattypen durch die Zusammensetzung der Fischzönose prinzipiell unterstützt. Lediglich die Messstellen der Habitattypen *Profundal* und *Pelagial Hypolimnion* trennen sich nicht klar voneinander. Die Fänge an den Messstellen im *Pelagial Epilimnion* ordnen sich zwar auch meistens zu den Messstellen des *Profundal* und des *Pelagial Hypolimnion*, die Gruppierung mit Messstellen des *Tiefen Litorals* an einigen Fangterminen trennt sie jedoch von den Messstellen im *Pelagial Hypolimnion* und *Profundal* ab.

Die Clusteranalysen führten nicht zu einer Gruppierung der 94 Einzelfänge nach Fangterminen, sondern vorrangig nach Habitattypen. Dieses zeigt, dass die saisonalen Veränderungen der Artenzusammensetzung innerhalb eines Habitattyps offenbar geringer waren als die Unterschiede zwischen den Habitattypen, so dass die nachfolgend näher zu analysierenden Unterschiede zwischen den Fischgemeinschaften der verschiedenen Habitattypen über die gesamte Probenahmesaison von April bis Oktober bestanden.

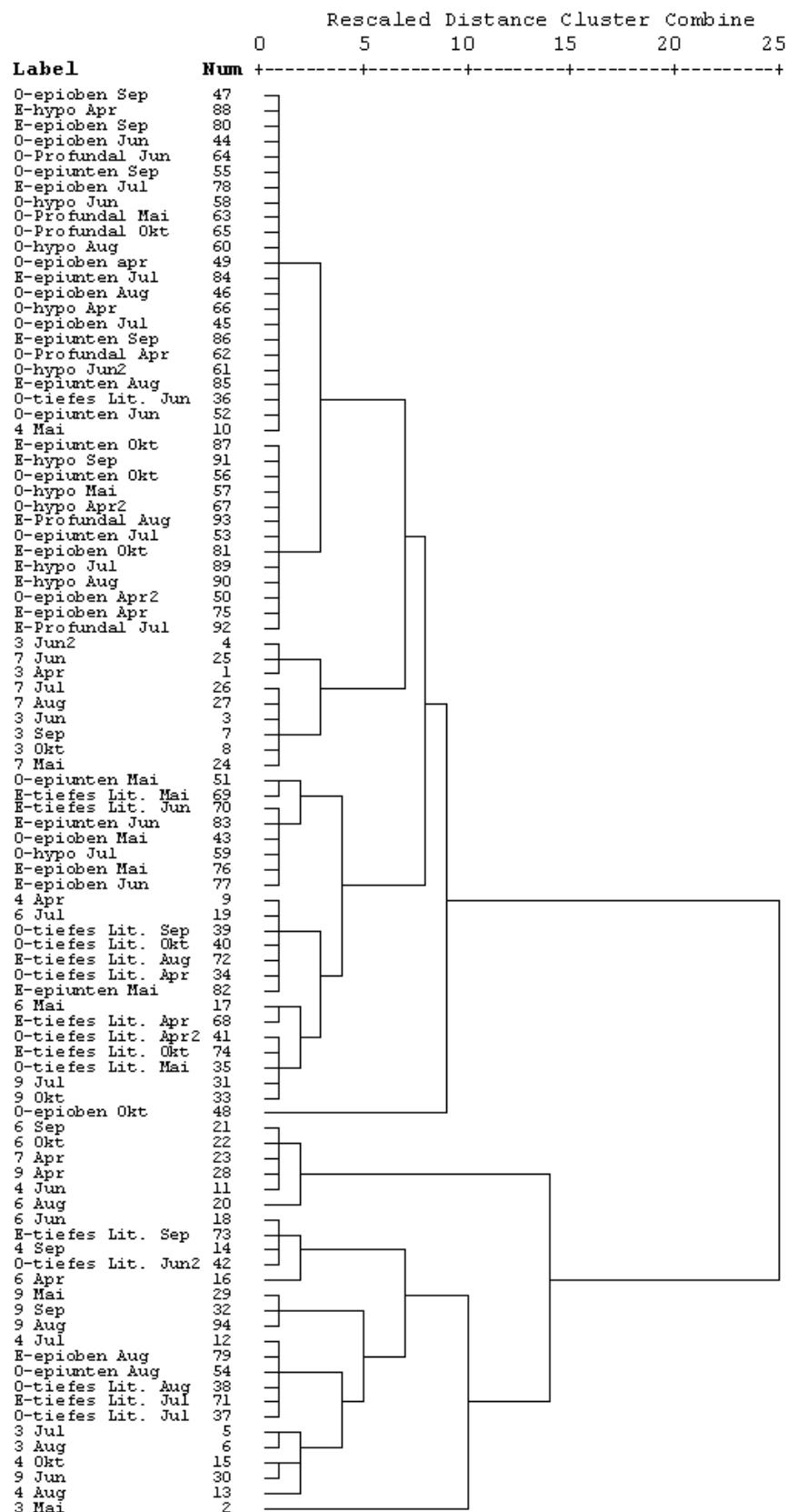


Abb. 38: Dendrogramm der Clusteranalyse (quadrierter euklidischer Abstand, Ward-Methode) der Fischgemeinschaft (numerische Einheitsfänge) im Senftenberger See bei 94 Probenahmen unter Ausschluss der Barsche ≤ 10 cm und der Plötzen < 11 cm (O: Ostfeld; E: Elsterfeld; 3 und 7: *Phytal*, 4, 6 und 9: *Flaches Litoral*; hypo: *Pelagial Hypolimnion*; epioben: *Pelagial Epilimnion oben*; epiunten: *Pelagial Epilimnion unten*).

3.2.8.3 Höhe der Einheitsfänge in den verschiedenen Habitattypen

Die höchsten numerischen Einheitsfänge traten sowohl tagsüber als auch nachts im *Phytal* und im *Flachen Litoral* auf (Tab. 18 & 19 sowie Tab. A3 & A5 im Anhang). Innerhalb der benthischen Habitattypen nahmen sie mit zunehmender Wassertiefe vom *Phytal* und dem *Flachen Litoral* über das *Tiefe Litoral* zum *Profundal* kontinuierlich ab. Die Einheitsfänge in den drei epilimnischen Benthalthabitattypen (*Phytal*, *Flaches Litoral*, *Tiefes Litoral*) waren erheblich höher als im Epilimnion des *Pelagials*.

Die mittlere Fischgröße war im *Flachen Litoral* etwas höher als im *Phytal*. Innerhalb des Epilimnions stieg sie sowohl im *Pelagial* als auch in den benthischen Habitaten mit zunehmender Wassertiefe an. Bezogen auf die Biomasse waren die Einheitsfänge deshalb im *Pelagial Epilimnion unten* höher als im *Pelagial Epilimnion oben* (Tab. 18 & 19 sowie Tab. A4 & A6 im Anhang). Innerhalb der benthischen Habitate waren sie tagsüber im *Tiefen Litoral* und nachts im *Flachen Litoral* am höchsten.

In den drei epilimnischen Benthalthabitaten waren die Einheitsfänge sowohl numerisch als auch bezogen auf die Biomasse deutlich höher als im *Pelagial*.

Tab. 18: Mittlere **nächtliche** Einheitsfänge (Individuenzahl bzw. Biomasse (g)/(260 m² Netzfläche × Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen im pH-neutralen Bereich des Senftenberger Sees im Untersuchungsjahr 1998.

	Numerische Einheitsfänge		Biomasse-Einheitsfänge	
	Arithmet. Mittel	Median	Arithmet. Mittel	Median
<i>Phytal</i>	179	158	7636	6223
<i>Flaches Litoral</i>	210	146	9343	9423
<i>Tiefes Litoral</i>	65	62	8265	8155
<i>Profundal</i>	11	10	1361	1436
<i>Pelagial Epilimnion oben</i>	28	26	2822	2763
<i>Pelagial Epilimnion unten</i>	23	16	3685	3065
<i>Pelagial Hypolimnion</i>	14	14	1895	1929

Tab. 19: Mittlere Einheitsfänge **tagsüber** (Individuenzahl bzw. Biomasse (g)/(260 m² Netzfläche × Tag)) in den verschiedenen Habitattypen im pH-neutralen Bereich des Senftenberger Sees im Untersuchungsjahr 1998.

	Numerische Einheitsfänge		Biomasse-Einheitsfänge	
	Arithmet. Mittel	Median	Arithmet. Mittel	Median
<i>Phytal</i>	106	81	1811	1751
<i>Flaches Litoral</i>	82	62	1839	2147
<i>Tiefes Litoral</i>	52	48	6529	6171
<i>Pelagial Epilimnion oben</i>	13	3	969	211
<i>Pelagial Epilimnion unten</i>	17	6	1582	853
<i>Pelagial Hypolimnion</i>	5	4	878	504

3.2.8.4 Habitatspezifische Zusammensetzung der Fischgemeinschaft

Phytal

Die Fischgemeinschaft im *Phytal* wurde von Cypriniden dominiert: Plötzen, Güstern und Rotfedern stellten zusammen mehr als zwei Drittel der numerischen Einheitsfänge (Abb. 39). Dabei dominierten sowohl tags als auch nachts Plötzen ≤ 10 cm. Die Zusammensetzung der Tag- und der Nachtfänge war im *Phytal* relativ ähnlich. Durch die abendliche Horizontalmigration eines Teils der Plötzen ≤ 10 cm aus dem *Phytal* ins *Flache Litoral* verringerte sich nachts ihr relativer Anteil an der Fischgemeinschaft im *Phytal* von 52% auf 35%. Teile der Güstern ≤ 10 cm und der Rotfedern führten zwar ebenfalls eine tagesperiodische Wanderung aus dem *Phytal* ins *Flache Litoral* durch, der Anteil dieser beiden Arten war in den Nachtfängen aber dennoch höher als in den Tagfängen. Die Ursache hierfür liegt in den unterschiedlichen tagesperiodischen Aktivitätsmustern (vgl. Kap. 3.2.8.1): Im Vergleich zu den Plötzen ≤ 10 cm waren Güstern und Rotfedern tagsüber relativ inaktiv und wurden deshalb tagsüber nur in geringen Anzahlen gefangen.

Daten über die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft in den ufernächsten Flachwasserbereichen, die aufgrund ihrer Wassertiefe von weniger als 1,0 m für die Befischung mit den Stellnetzen nicht geeignet waren, wurden durch tagsüber durchgeführte Befischungen mit dem Elektrofischereigerät gewonnen. In diesen Bereichen hatten die juvenilen Plötzen ≤ 10 cm mit einem numerischen Anteil von 53% nahezu denselben Anteil an der Fischgemeinschaft wie in den tieferen, mit Stellnetzen befischten Bereichen. Von juvenilen Barschen ≤ 10 cm wurden die flachsten Bereiche des *Phytals* hingegen weitgehend gemieden

(Abb. 40). Güstern waren mit einem numerischen Anteil von 18% die zweithäufigste Art. Ihr Anteil an der Fischgemeinschaft war hier wesentlich höher als in den tieferen, mit Stellnetzen befischten Bereichen, wo sie lediglich 5% der numerischen Einheitsfänge stellten. In beiden Tiefenbereichen umfassten die Güsternfänge zu mehr als 85% Individuen ≤ 10 cm.

Der numerische Hechtanteil lag bei der Elektrobefischung in den ufernahen Bereichen mit 8% wesentlich höher als bei der Befischung mit Stellnetzen, wo er tagsüber bei weniger als 1% und nachts bei weniger als 2% lag. Dieser hohe Unterschied ist zu einem großen Teil zweifellos durch die unterschiedlichen Fangmethoden bedingt, da Lauerjäger wie Hechte aufgrund ihrer geringen Schwimmaktivität in passiven Fanggeräten wie Stellnetzen stets unterrepräsentiert sind. Die Hechte im ufernahen *Phytal* wiesen Längen zwischen 9 cm und 27 cm auf.

Neben den in Abbildung 39 für die Vergleiche mit den Stellnetzfangen berücksichtigten Fischen ≥ 5 cm wurden im August und September mit dem Elektrofischereigerät im ufernahen *Phytal* auch hohe Abundanzen an Plötzen mit Längen von 3-4 cm nachgewiesen. Güstern desselben Längenbereichs traten in geringen Abundanzen auf, während die Barsche < 5 cm die ufernahen Bereiche fast vollständig mieden.

Flaches Litoral

Die drei Messstellen 4, 6 und 9 des Habitattyps *Flaches Litoral* unterschieden sich in ihrer Wind- und Wellenexposition, der Entfernung zu den tiefen Becken und der Entfernung zum *Phytal* (Vgl. Abb. 5 und 24 sowie Tab. 3). Deshalb wird die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft für jede dieser drei Messstellen separat dargestellt (Abb. 41).

An allen drei Messstellen des *Flachen Litorals* wurde die Fischgemeinschaft tagsüber deutlich von Barschen dominiert, die einen numerischen Anteil von 74-83% an den Einheitsfängen hatten. Der Anteil der Kaulbarsche, der Güstern sowie aller Größenklassen der Plötzen stieg nachts im Vergleich zu den Tagfängen an. Die Zunahme des Anteils der Plötzen ≤ 10 cm war an Messstelle 4 besonders ausgeprägt (Abb. 41). Der Anteil der Rotfedern stieg an den Messstellen 4 und 9 nachts ebenfalls an; an Messstelle 6 wurden keine Rotfedern nachgewiesen. Insgesamt stieg nachts die relative Häufigkeit der Plötzen und Güstern in den Fängen so stark an, dass sie zusammen denselben Anteil wie die Barsche erreichten.

In der Höhe des Nominalfanges und in der Arten- und Größenklassenzusammensetzung der Fischgemeinschaft waren sich die beiden Messstellen 4 und 9 sehr ähnlich, während an der besonders strukturarmen und windexponierten Messstelle 6 wesentlich weniger, dafür aber

größere Fische gefangen wurden. An allen drei Messstellen war der Fischereiaufwand vergleichbar, so dass die Unterschiede in den Nominalfängen annähernd die Unterschiede in den numerischen Einheitsfängen widerspiegeln. Die Artenzusammensetzung an Messstelle 6 war vergleichbar mit den beiden anderen Messstellen. Jedoch dominierten an Messstelle 6 tagsüber Barsche > 15 cm und nachts Plötzen > 15 cm, während die Fischgemeinschaft an den anderen beiden Messstellen numerisch von kleineren Plötzen und Barschen dominiert wurde.

In den ufernächsten Bereichen des *Flachen Litorals*, die tagsüber mit dem Elektrofischereigerät beprobt wurden, dominierten ebenfalls die Barsche (Abb. 40). Die Barsche ≤ 10 cm nahmen mit 58% im Mittel einen ähnlichen Anteil ein wie in den Stellnetzfängen (52%). Größere Barsche fehlten in den ufernahen Bereichen fast vollständig. Kaulbarsche wurden in den ufernahen Bereichen mit dem Elektrofischereigerät überhaupt nicht nachgewiesen. Dafür nahmen juvenile Plötzen ≤ 10 cm einen höheren Anteil als in den Stellnetzfängen ein. Sie wurden allerdings lediglich an denjenigen Messstellen gefangen, an denen zumindest rudimentäre Strukturen in Form von submersen Makrophyten (Messstelle 4) oder emersen Makrophyten (Messstellen 4 und 9) vorhanden waren. In diesen Bereichen traten im Spätsommer auch juvenile Plötzen mit Längen zwischen 3 cm und 4 cm in teilweise hohen Abundanzen auf. Daneben wurden auch Barsche, Güstern und Rotfedern der Länge 3-4 cm in sehr niedrigen Abundanzen nachgewiesen.

Tiefes Litoral

Im strukturarmen *Tiefen Litoral* (Wassertiefe 5-9 m) zeigten sich ebenfalls Unterschiede zwischen den Tag- und den Nachtfängen (Abb. 39). Tagsüber wurde das *Tiefe Litoral* von Barschen > 15 cm dominiert. Sie hatten einen Anteil von 57% an den numerischen Einheitsfängen. Insgesamt hatten die Barsche tagsüber sogar einen mittleren Anteil von 75% an den Einheitsfängen. Nachts stieg der Anteil der Kaulbarsche, Güstern und Zander in den Fängen stark an, wodurch der Anteil der Barsche an den Einheitsfängen von 75% auf 53% sank. Der Anstieg des Anteils der Kaulbarsche, Güstern und Zander ist ursächlich darauf zurückzuführen, dass diese Fischarten tagsüber weitgehend inaktiv waren (vgl. Kap. 3.2.8.1). Gleichzeitig verließ ein Teil der Barsche > 15 cm vermutlich in der Abenddämmerung das *Tiefe Litoral* und wanderte in das *Flache Litoral* und das *Phytal* ein (vgl. Kap. 3.2.8.5).

Profundal

Im *Profundal* (Wassertiefe 15-23 m) dominierten die Maränen und Kaulbarsche, die 61% bzw. 25% der numerischen Einheitsfänge stellten. Daneben traten vereinzelt Barsche > 20 cm,

Bleie, Güstern, Plötzen und Zander auf, wobei Bleie, Güstern, Plötzen und Zander ≤ 40 cm ausschließlich im nicht geschichteten oder nur schwach geschichteten See in den Monaten April, Mai und Oktober im *Profundal* nachgewiesen wurden.

Pelagial Epilimnion

Im Epilimnion des *Pelagials* hatten die Barsche tagsüber einen Anteil von 62% am mittleren numerischen Einheitsfang, wobei hier ebenso wie im *Tiefen Litoral* die Barsche > 15 cm dominierten. In den Nachtfängen sank der Anteil der Barsche > 15 cm zugunsten eines höheren Maränenanteils sowie zugunsten der tagsüber in diesem Habitattyp nicht nachgewiesenen Barsche ≤ 10 cm, Zander und Güstern auf 38% ab.

Pelagial Hypolimnion

Im Hypolimnion des *Pelagials* dominierten die Maränen mit einem Anteil von 51% in den Tagfängen und 67% in den Nachtfängen. Daneben traten Barsche > 15 cm, Bleie, Güstern, Hechte > 40 cm, Kaulbarsche, Plötzen und Zander auf, wobei in den Sommermonaten Juni-September neben den Maränen nur Barsche > 15 cm, Kaulbarsche und Zander > 40 cm gefangen wurden.

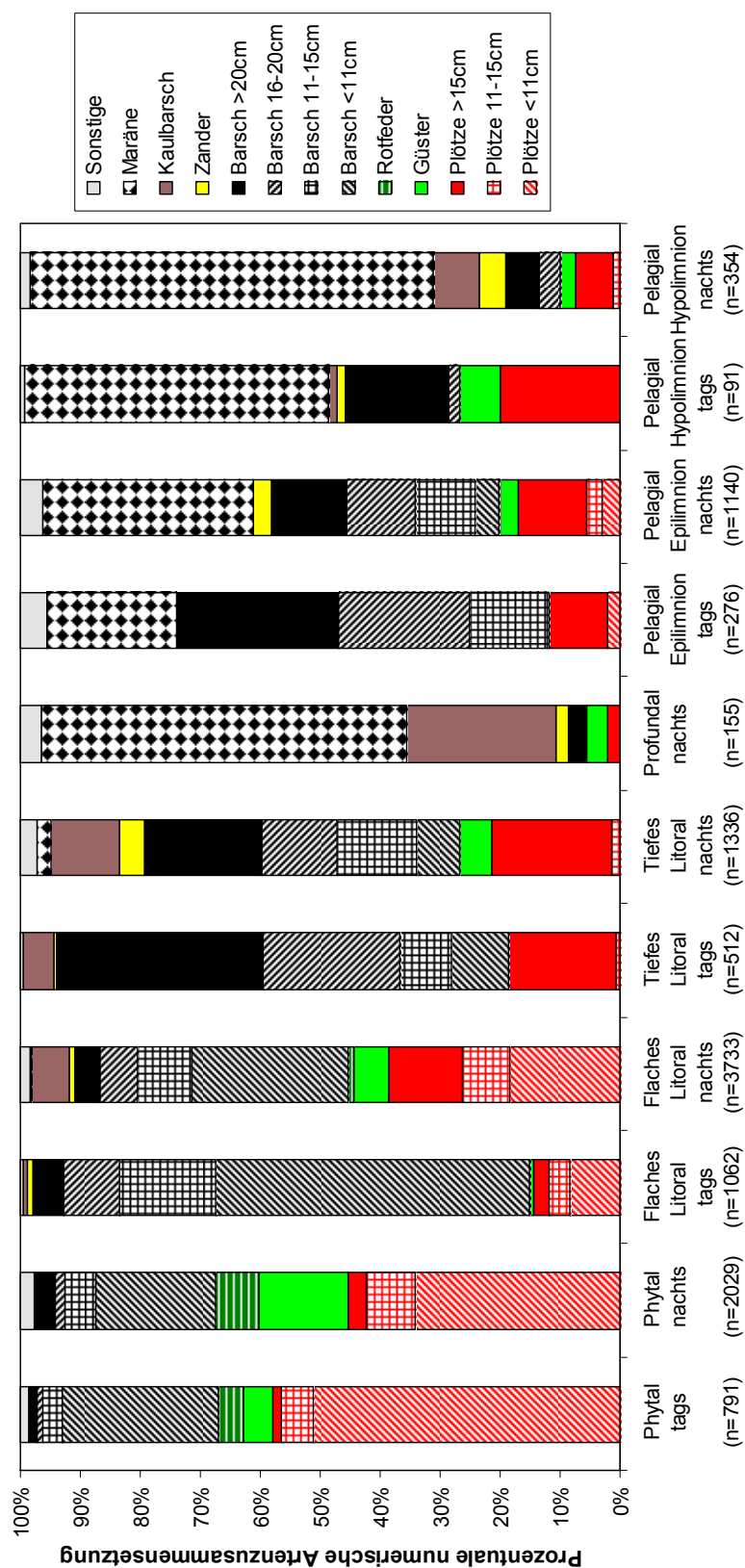


Abb. 39: Prozentuale numerische Arten- und Größenklassenzusammensetzung in verschiedenen Habitattypen des Senftenberger Sees im Untersuchungszeitraum April-Oktober 1998, basierend auf Stellnetzfangen mit den Maschenweiten 6-65 mm. Die Artenzusammensetzung im Profundal wurde nur für die Nachtfänge berechnet, da tags nur im August Netze gestellt wurden (n = numerischer Nominalfang in dem jeweiligen Habitattyp).

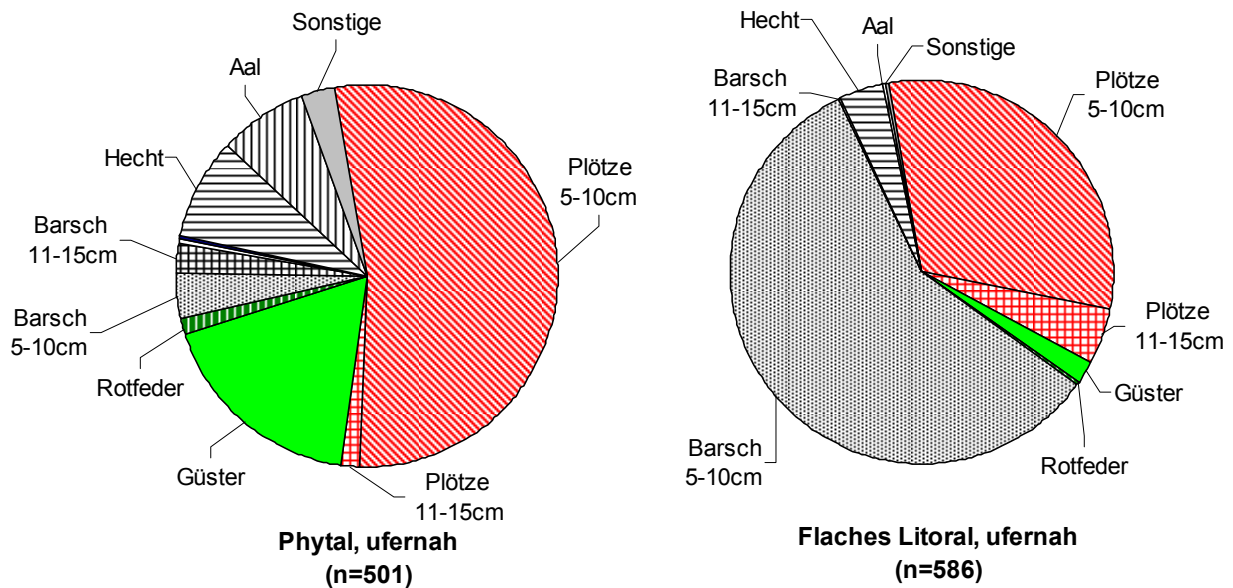


Abb. 40: Prozentuale numerische Arten- und Größenklassenzusammensetzung in den ufernahen Bereichen (Wassertiefe < 1,0 m) des Phytals und des Flachens Litorals auf Basis der Fänge mit dem Elektrofischereigerät 1996-1998. Um die Vergleichbarkeit mit den Stellnetzbefischungen zu gewährleisten, welche die Fische erst ab einer Länge von ungefähr 5 cm quantitativ erfassen, wurden nur die Fische ≥ 5 cm berücksichtigt (n = Nominalfang).

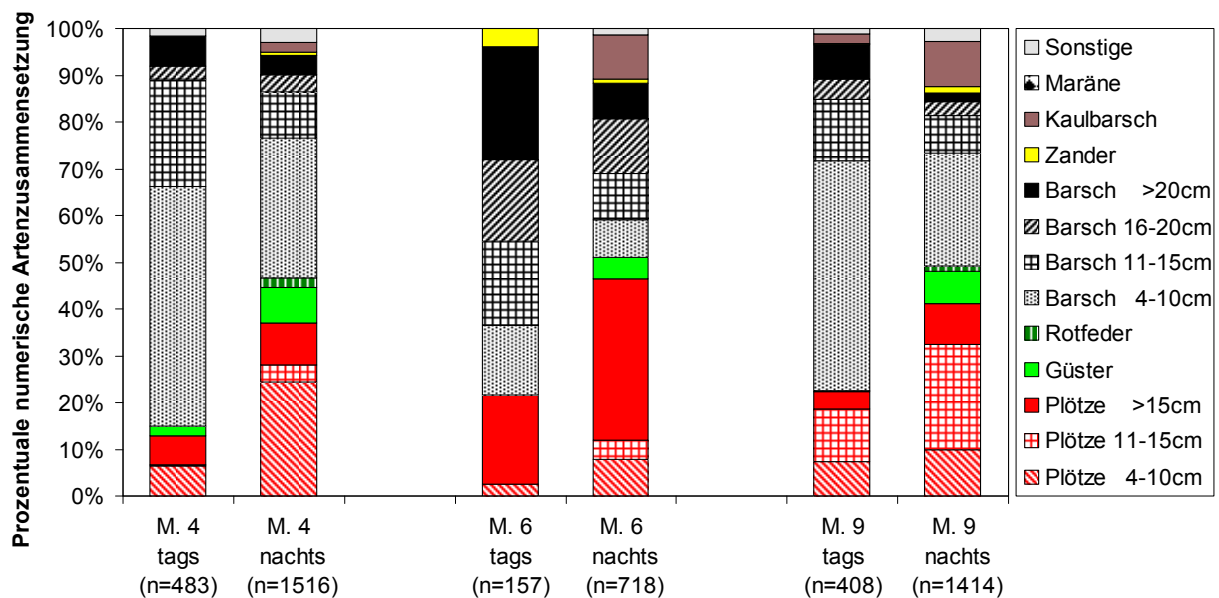


Abb. 41: Prozentuale numerische Arten- und Größenklassenzusammensetzung an den drei Messstellen des Habitattyps *Flaches Litoral* im Untersuchungszeitraum April-Oktober 1998, basierend auf Stellnetzfängen mit den Maschenweiten 6-65 mm. Zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 5 und 24 (n = Nominalfang (Individuenzahlen) an der jeweiligen Messstelle).

3.2.8.5 Verteilungsmuster und Nahrungszusammensetzung der einzelnen Fischarten

Zur Erhöhung der Trennschärfe bei den multiplen Vergleichen nach DUNN wurden die Messstellen *Pelagial Hypolimnion* und *Profundal*, die in den Clusteranalysen eine hohe Ähnlichkeit aufwiesen, zur Station *Hypolimnion* zusammengefasst.

Der Schwerpunkt der Befischungen zur Analyse der Verteilungsmuster lag auf den Nachtfängen. Die Fischverteilung tagsüber wurde mit geringerem Fischereiaufwand ergänzend erfasst, um herauszufinden, ob sich die Verteilung am Tag grundsätzlich von der nächtlichen Verteilung unterscheidet und um Informationen über tagesperiodische Migrationen zu erlangen. Als Folge des geringeren Fischereiaufwands bei den Tagfängen (vgl. Tab. A1 im Anhang) sind die Unterschiede zwischen den Habitattypen häufiger als bei den Nachtfängen statistisch nicht signifikant.

Barsch

Mit Stellnetzen wurden 1998 insgesamt 5329 Barsche mit Längen zwischen 4 cm und 38 cm gefangen. Hiervon entfielen 1720 Barsche auf die Tagfänge und 3609 Barsche auf die Nachtfänge. Aufgrund des schnellen Wachstums der Barsche unterlagen die Einheitsfänge der Barsche ≤ 10 cm im Jahresverlauf hohen Schwankungen. Im April und Mai gehörten die Barsche ≤ 10 cm der Altersklasse 1+ an. Bereits im Juni erreichten die größten Individuen der Altersklasse 0+ eine Länge von 4-5 cm und konnten dadurch mit den Stellnetzen erfasst werden. Im August war der überwiegende Teil der 0+-Barsche in den Fängigkeitsbereich der Netze hineingewachsen; hierdurch stiegen die Einheitsfänge auf ein Vielfaches der Vormonate an (Abb. 42 und 43). Von August bis Oktober gehörten die Barsche ≤ 10 cm nahezu vollständig der Altersklasse 0+ an.

Aus den Abbildungen 42 und 43 wird ersichtlich, dass die Barsche im Laufe ihrer Ontogenese deutliche Änderungen in der Habitatwahl zeigten. Mit steigender Körperlänge kam es sowohl zu einer Erweiterung der genutzten Habitattypen als auch zu einer Verlagerung des Verbreitungsschwerpunktes. Die Barsche mit einer Körperlänge von 4 cm bis 10 cm hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt im *Flachen Litoral* und im *Phytal*. Bei den Barschen mit einer Körperlänge zwischen 11 cm und 15 cm wurden diese beiden Habitattypen um das *Tiefe Litoral* erweitert; es bestand kein signifikanter Unterschied mehr zwischen den drei Habitattypen (Tab. 20). Diese Habitaterweiterung fand statt, sobald die Barsche eine Länge von 10-12 cm erreicht hatten. Die Barsche der Altersklasse 1+ wurden in den Monaten April und Mai, in denen sie Längen ≤ 11 cm aufwiesen, überwiegend im *Phytal* und im *Flachen Litoral* nach-

gewiesen (Abb. 43). Ab Juni blieben die 1+-Barsche mit Längen ≤ 10 cm weiterhin im *Phytal* und im *Flachen Litoral*, während die 1+-Barsche mit Längen > 11 cm verstärkt im *Tiefen Litoral* gefangen wurden. Im Laufe des weiteren Wachstums verlagerte sich der Verbreitungsschwerpunkt in das *Tiefe Litoral*, während das *Phytal* immer weniger aufgesucht wurde (Abb. 42, Tab. 21).

Tab. 20: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	Barsch 4-10 cm		Barsch 11-15 cm	
	Tag	Nacht	Tag	Nacht
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	**	***	**	***
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	***	***	*	***
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Tiefes Litoral</i>	n.s.	**	n.s.	n.s.
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Phytal</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Phytal</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	***	***	*	***
<i>Phytal</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	***	***	(*)	*
<i>Phytal</i> vs. <i>Tiefes Litoral</i>	(*)	*	n.s.	n.s.
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	(*)	*	**
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	n.s.	(*)	n.s.

Tab. 21: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	Barsch 16-20 cm		Barsch > 20 cm	
	Tag	Nacht	Tag	Nacht
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	***	***	**	***
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Phytal</i>	**	n.s.	***	**
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	*	n.s.	**	*
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Flaches Litoral</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	***	n.s.	***
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Phytal</i>	n.s.	n.s.	*	*
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	*	n.s.	(*)
<i>Pelagial Epilimnion</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	(*)	n.s.	*
<i>Pelagial Epilimnion</i> vs. <i>Phytal</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Phytal</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

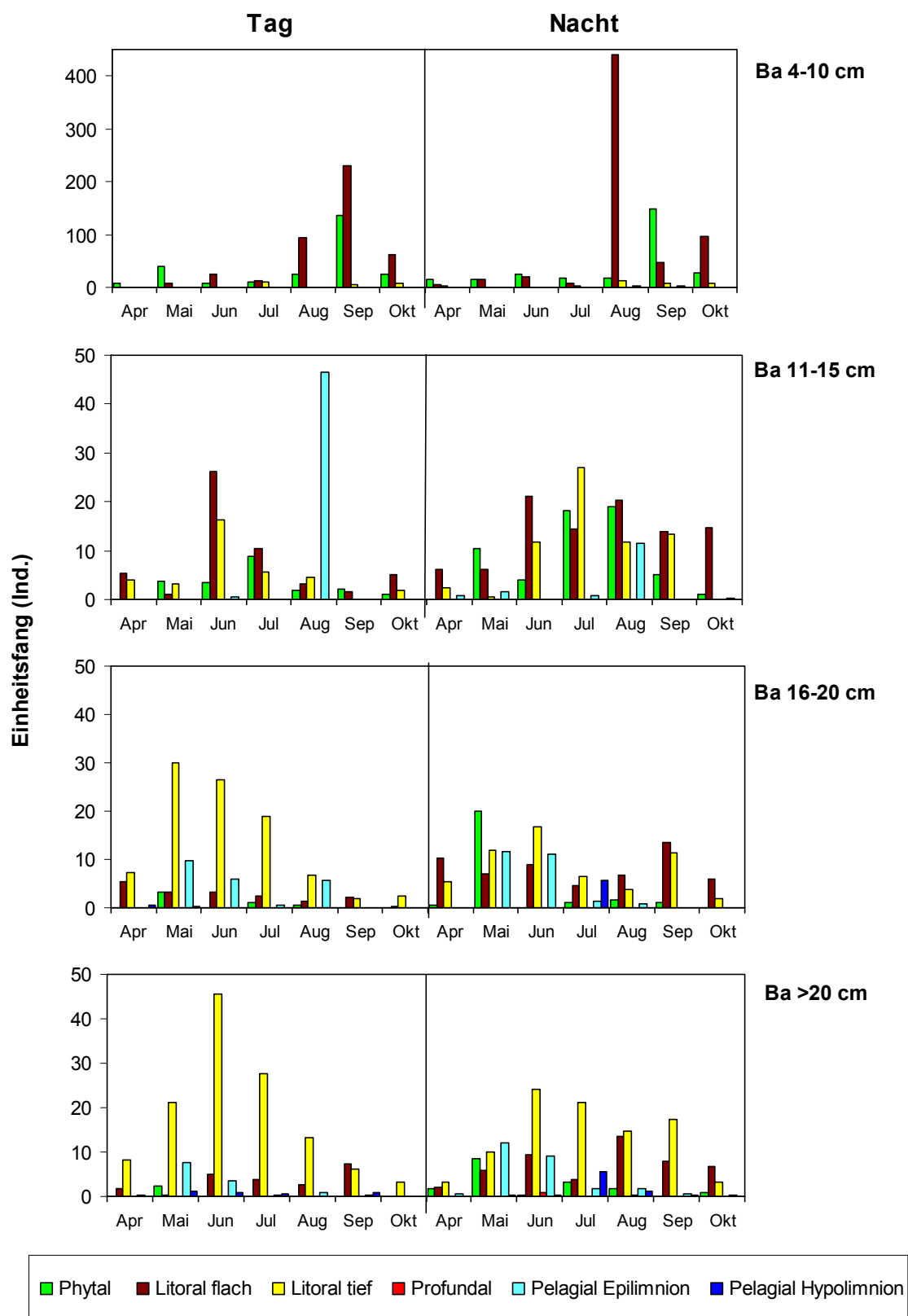


Abb. 42: Numerische Einheitsfänge der Barsche (Ba) (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998. Zu beachten ist die abweichende Skalierung der y-Achse bei den Barschen ≤ 10 cm.

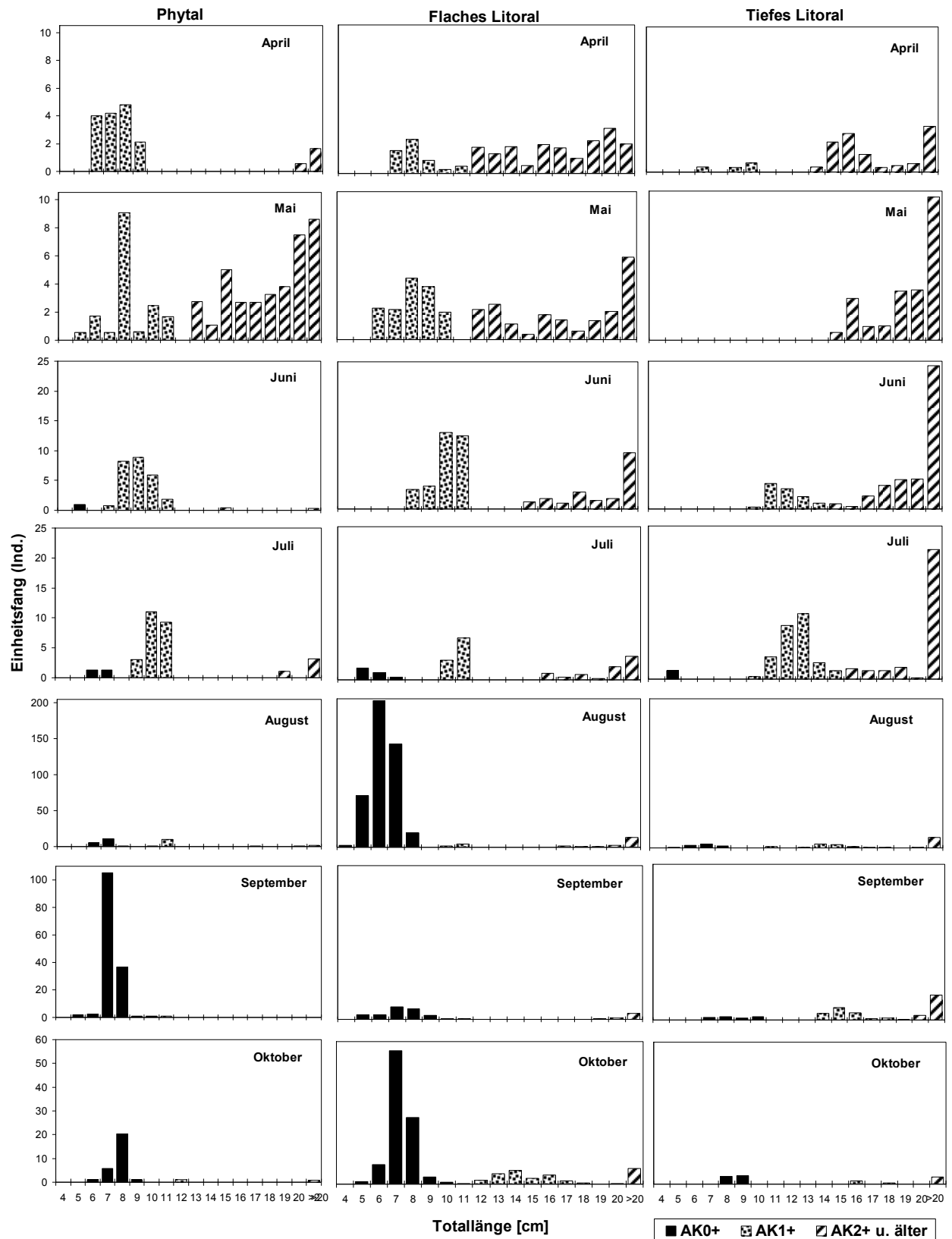


Abb. 43: Längenhäufigkeitsverteilung der nächtlichen numerischen Barsch-Einheitsfänge an den littoralen Messstellen von April bis Oktober 1998. Die Längen wurden den Altersklassen „0+“, „1+“ sowie „2+ und älter“ zugeordnet. Die Skalierung der y-Achse variiert im Jahresgang.

Auch das Epilimnion des *Pelagials* wurde mit steigender Körperlänge zunehmend erschlossen. Während Barsche ≤ 10 cm nur vereinzelt im August und September im *Pelagial Epilimnion* nachgewiesen wurden, trat die Größenklasse 11-15 cm von April bis Juli und im Oktober in geringen Abundanzen und im August in hohen Abundanzen in diesem Habitattyp auf. Barsche ≥ 16 cm wurden in allen Untersuchungsmonaten und in teilweise hohen Abundanzen im *Pelagial Epilimnion* gefangen. Die Abundanzen waren in diesem Habitattyp aber meist niedriger als im *Tiefen Litoral*.

Das *Pelagial Hypolimnion* wurde von den Barschen ≤ 15 cm vollständig gemieden, während größere Barsche gelegentlich dort gefangen wurden. Das *Profundal* wurde von Barschen ≤ 20 cm vollständig gemieden; größere Barsche wurden dort auch nur selten und vereinzelt nachgewiesen.

Barsche aller Größenklassen wurden auch tagsüber regelmäßig in großen Stückzahlen gefangen. Bei Barschen > 15 cm unterschieden sich die Verteilungsmuster der Tagfänge von denen der Dämmerungs- und Nachtfänge (Abb. 42): Während tagsüber der überwiegende Teil der Barsche im *Tiefen Litoral* gefangen wurde, war die Verteilung zwischen den litoralen Habitaten bei den Nachtfängen gleichmäßiger. Dies deutet auf eine nächtliche Einwanderung aus dem *Tiefen Litoral* in das *Flache Litoral* und das *Phytal* hin.

Nahrungsanalysen wurden an 758 Barschen mit Längen zwischen 6 cm und 39 cm durchgeführt. Alle untersuchten Größenklassen ernährten sich zumindest zeitweise piscivor und dabei vorwiegend kannibalisch. Der Übergang von der ausschließlich planktivoren und benthivoren Ernährung zur teilweise piscivoren Ernährung erfolgte im Frühsommer des zweiten Lebensjahres, wenn die 0+-Barsche mit einer Länge $\geq 1,2$ cm ins Prädationsfenster der 1+-Barsche hineinwuchsen. Die 1+-Barsche wiesen zu diesem Zeitpunkt eine Länge von 10-12 cm auf. In einem Einzelfall erfolgte der Übergang zur Piscivorie bereits im Juli des ersten Lebensjahres bei einer Länge von 6 cm.

Der Fischanteil betrug bei den Barschen ≤ 20 cm 45% der rekonstruierten Nahrungs-Frischmasse und stieg bis auf 84% bei den Barschen > 30 cm an (Abb. 44). Die bedeutendste Nahrungskomponente waren für alle Größenklassen juvenile Barsche. Der Anteil der Barsche an der rekonstruierten Nahrungs-Frischmasse betrug 36-58%. Bei den Barschen ≤ 25 cm gehörten die konsumierten Barsche numerisch zu mehr als 98% und bezogen auf die rekonstruierte Frischmasse zu mehr als 90% der Alterklasse 0+ an (Abb. 44, Tab. 22).

Cypriniden hatten an der Nahrung der Barsche > 30 cm einen mittleren Biomasseanteil von 30%, während sie bei den kleineren Barschen nur 6-7% der rekonstruierten Biomasse stellten. Die Cypriniden konnten in der Barschnahrung häufig nicht auf Artniveau bestimmt werden. Aus den sicheren Artbestimmungen lässt sich aber ableiten, dass es sich zum überwiegenden Teil ($> 75\%$) um Plötzen handelte. Der Rest der Cypriniden in der Barschnahrung bestand ungefähr zu gleichen Teilen aus Güstern und Bleien.

Neben Barschen und Cypriniden wurden in den Barschmägen Maränen sowie vereinzelt Kaulbarsche (4 Ind.), Hechte (3 Ind.) und Zander (2 Ind.) nachgewiesen. Zooplankton war für Barsche bis zu einer Länge von ungefähr 25 cm eine weitere wichtige Nahrungsquelle. Insektenlarven und -puppen hatten in allen Barsch-Größenklassen mit 16-21% einen relativ konstanten Anteil an der Nahrung.

Die mittlere Artenzusammensetzung der in den Barschmägen gefundenen Beutefische unterschied sich bis zu einer Barschlänge von 30 cm nur geringfügig (Tab. 22). Barsche stellten sowohl numerisch als auch auf Basis der rekonstruierten Biomassen stets einen Anteil von mindestens 79%, während der Anteil der Cypriniden zwischen 9% und 15% betrug. Maränen wurden von Barschen ≥ 22 cm gefressen, wobei ihr Anteil an der Nahrung mit zunehmender Barschlänge anstieg. Eine wesentliche Änderung des Beutefischspektrums zeigte sich bei den Barschen > 30 cm. Im Vergleich zu den kleineren Barschen vervielfachte sich der Cypriniden- und Maränenanteil, während sich der Barschanteil auf 50% verringerte.

Die Barsche zeigten im Jahresverlauf eine hohe Plastizität in der Nahrungswahl (Abb. 45). Dabei gab es über den Längenbereich von 6 cm bis 25 cm eine hohe Übereinstimmung der Nahrungszusammensetzung im Jahresgang: Im April waren Insektenlarven und -puppen die dominante Nahrungskomponente. Im Mai nahm der Anteil der Insektenlarven und -puppen ab, während das Zooplankton zur dominanten Nahrungskomponente wurde. Im Juni ernährten sich die Barsche vorwiegend kannibalisch von den 0+-Barschen, die zu diesem Zeitpunkt eine Länge zwischen 2 cm und 4 cm aufwiesen. In den Folgemonaten nahm der Barschanteil in der Nahrung der Barsche ≤ 25 cm stark ab, da die 0+-Barsche zunehmend dem fressbaren Größenbereich entwuchsen. Dafür nahm der Anteil der Cypriniden in der Nahrung zu. Auch der Anteil des Zooplanktons an der Nahrung stieg erneut an. Im Oktober war Zooplankton wieder die bedeutendste Nahrungskomponente; die 6-15 cm langen Barsche hatten sich sogar fast ausschließlich von Zooplankton ernährt. Der Hauptunterschied zwischen den drei betrachteten Längenbereichen bestand darin, dass sich mit zunehmender Länge der Barsche die Zeitspanne der piscivoren Ernährung verlängerte.

Die Barsche > 25 cm unterschieden sich in ihrer Nahrungszusammensetzung von den kleineren Artgenossen vor allem dadurch, dass für sie Zooplankton keine bedeutende Nahrungskomponente darstellte. Sie ernährten sich ganzjährig zumindest teilweise piscivor.

In den Barschmägen wurden Barsche mit einer rekonstruierten Totallänge von 1,2 bis 16 cm, Cypriniden von 1,9 bis 18 cm und Maränen von 2,6 bis 15 cm nachgewiesen (Abb. 46-48). Die Maximallänge der gefressenen Barsche entsprach der aufgrund der Maulspaltenlimitierung zu erwartenden Maximallänge (Abb. 46). Den überwiegenden Teil der Nahrung stellten aber wesentlich kleinere Individuen; in der Nahrung dominierten die 0+-Barsche mit Längen zwischen 2 cm und 3 cm. In der Mindestgröße der Beutebarsche gab es über ein weites Längenspektrum der piscivoren Barsche keine Änderung; erst bei Barschen > 27 cm nahm die Mindestgröße der gefressenen Barsche zu.

Die Maximallänge der gefressenen Cypriniden entsprach ebenfalls der aufgrund der Maulspaltenlimitierung zu erwartenden Maximallänge (Abb. 47). Die Längen der konsumierten Cypriniden deckten das potenzielle Prädationsfenster der piscivoren Barsche gleichmäßig ab; es gab keine Dominanz der kleinsten Längensklassen. Die Mindestgröße der Beutecypriniden blieb über ein weites Längenspektrum der piscivoren Barsche konstant. Erst ab einer Barschlänge von 31 cm wurden - von einer Ausnahme abgesehen - Cypriniden der Altersklasse 0+ nicht mehr in der Nahrung nachgewiesen. Ein funktionales Refugium erreichten die Cypriniden gegenüber den Barschen mit einer Länge von 19 cm. Ein absolutes Refugium erreichten Plötzen aufgrund der Maulspaltenlimitierung der größten Barsche (39 cm) mit einer Länge von 22 cm. Güstern und Bleie erreichten ein absolutes Refugium aufgrund ihrer relativ größeren Körperhöhe vermutlich etwas früher als die Plötzen.

Maränen wurden ausschließlich von Barschen mit einer Länge von mindestens 22 cm gefressen. Die Maränen waren deutlich kleiner, als die Barsche aufgrund ihrer Maulspaltenbreite hätten fressen können (Abb. 48).

Tab. 22: Mittlere Artenzusammensetzung des Fischanteils in der Barschnahrung. Dargestellt ist die mittlere prozentuale Zusammensetzung des Fischanteils auf Basis der Individuenzahlen der Beutefische („numerischer Anteil“, oben) und auf Basis der rekonstruierten Biomassen („Biomasseanteil“, unten) (Ak = Altersklasse; n = Anzahl der untersuchten Mägen mit Inhalt; Übrige Fische: Kaulbarsche, Hechte, Zander oder nicht näher bestimmbare Fische).

		Totallänge der piscivoren Barsche				
		6-15 cm	16-20 cm	21-25 cm	26-30 cm	> 30 cm
		(n=165)	(n=193)	(n=260)	(n=97)	(n=43)
Numerischer Anteil	Barsche (Ak 0+)	83%	79%	82%	71%	22%
	Barsche (Ak ≥ 1+)	-	2%	2%	9%	28%
	Cypriniden	13%	14%	10%	10%	35%
	Maränen	-	-	2%	3%	12%
	Übrige Fische	4%	5%	4%	7%	3%
Biomasseanteil	Barsche (Ak 0+)	79%	79%	78%	67%	22%
	Barsche (Ak ≥ 1+)	-	2%	3%	12%	28%
	Cypriniden	15%	14%	11%	9%	36%
	Maränen	-	-	3%	4%	12%
	Übrige Fische	6%	4%	5%	9%	3%

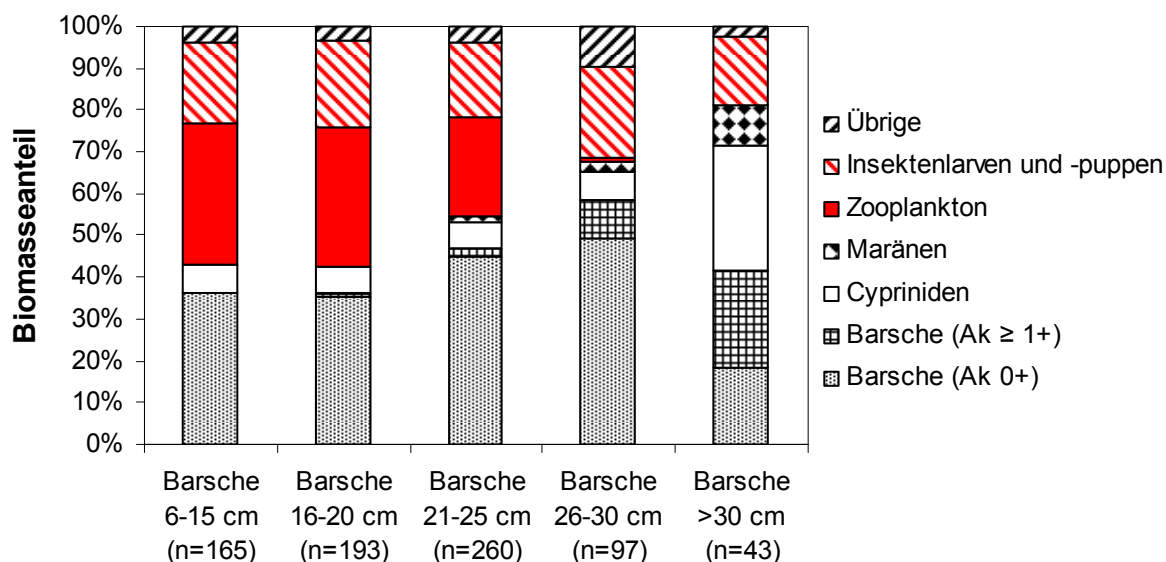


Abb. 44: Größenspezifische Nahrungszusammensetzung der Barsche aus dem Senftenberger See. Dargestellt ist die mittlere prozentuale Zusammensetzung der rekonstruierten Nahrungs-Frischmasse (n = Anzahl der untersuchten Mägen mit Inhalt; Ak = Altersklasse).

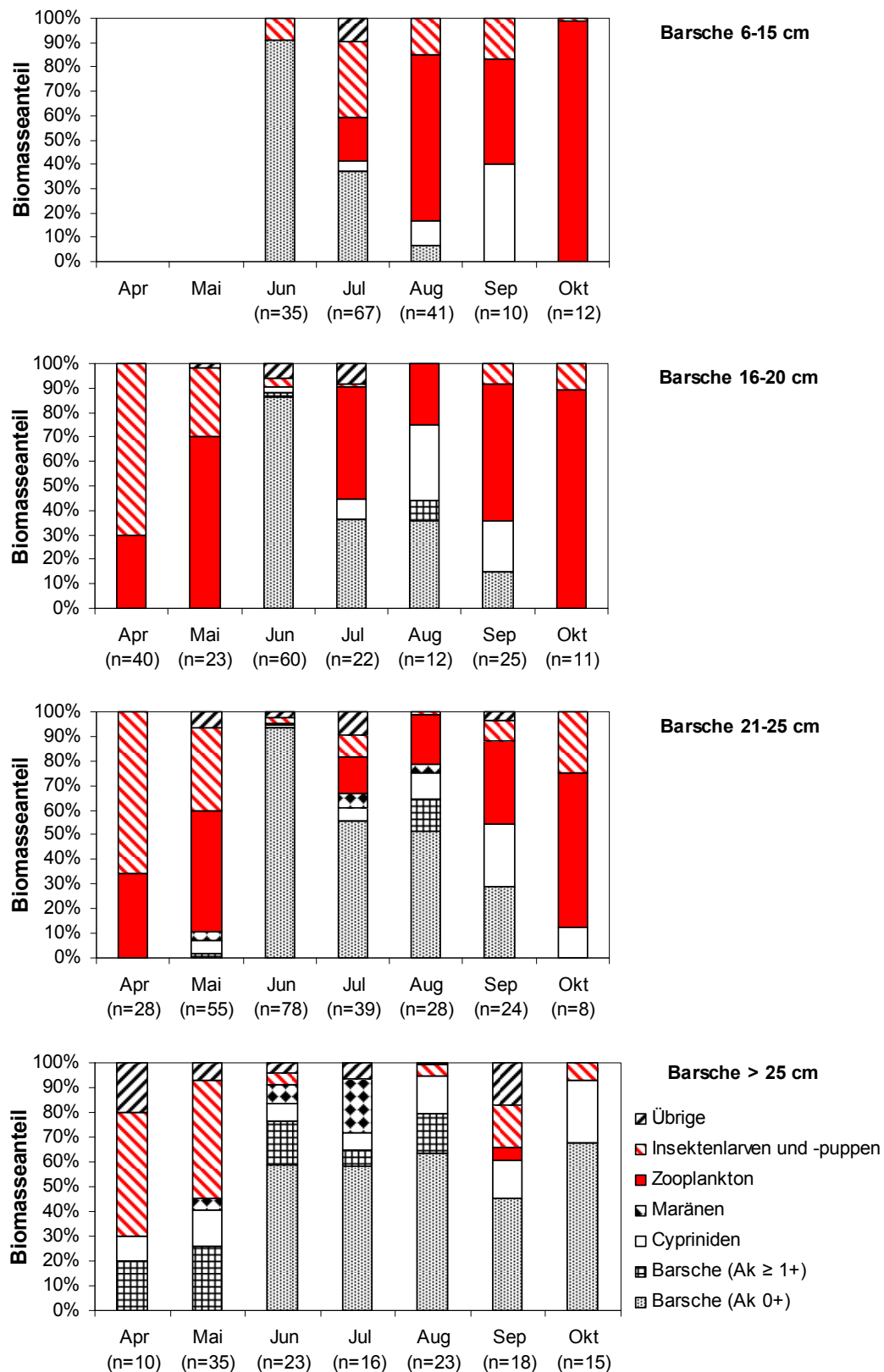


Abb. 45: Mittlere prozentuale Nahrungszusammensetzung verschiedener Größenklassen der Barsche aus dem Senftenberger See von April bis Oktober, bezogen auf die rekonstruierte Nahrungs-Frischmasse (an Barschen des Längenbereichs 6-15 cm wurden im April und Mai keine Nahrungsuntersuchungen durchgeführt; n = Anzahl der untersuchten Mägen mit Inhalt; Ak = Altersklasse).

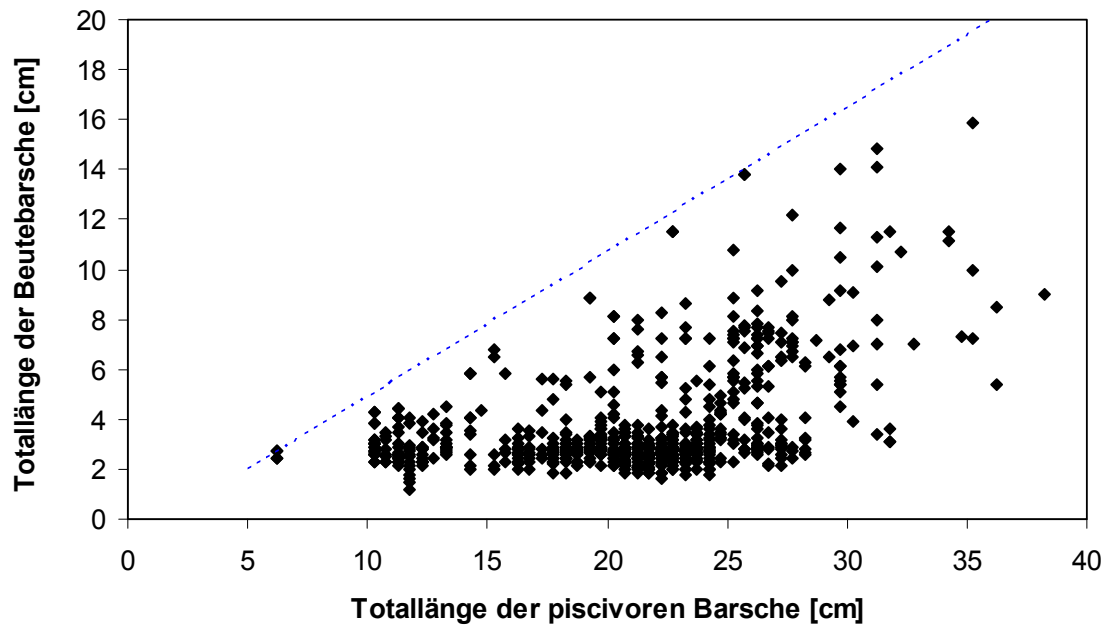


Abb. 46: Beziehung zwischen der Totallänge der sich kannibalisch ernährenden Barsche ($n=345$) und der rekonstruierten Totallänge ihrer Beute ($n=1676$). Durch die gestrichelte Gerade ($y=-0,92+0,58x$) wird die aus der Maulspaltenbreite der piscivoren Barsche berechnete maximale Beutebarschlänge dargestellt. Zur Berechnung wurden die Totallänge-Maulspaltenbreite-Beziehung von DÖRNER & WAGNER (2003) sowie die Körperhöhe-Totallänge-Beziehungen von DÖRNER & WAGNER (2003) und DÖRNER et al. (2007) verwendet.

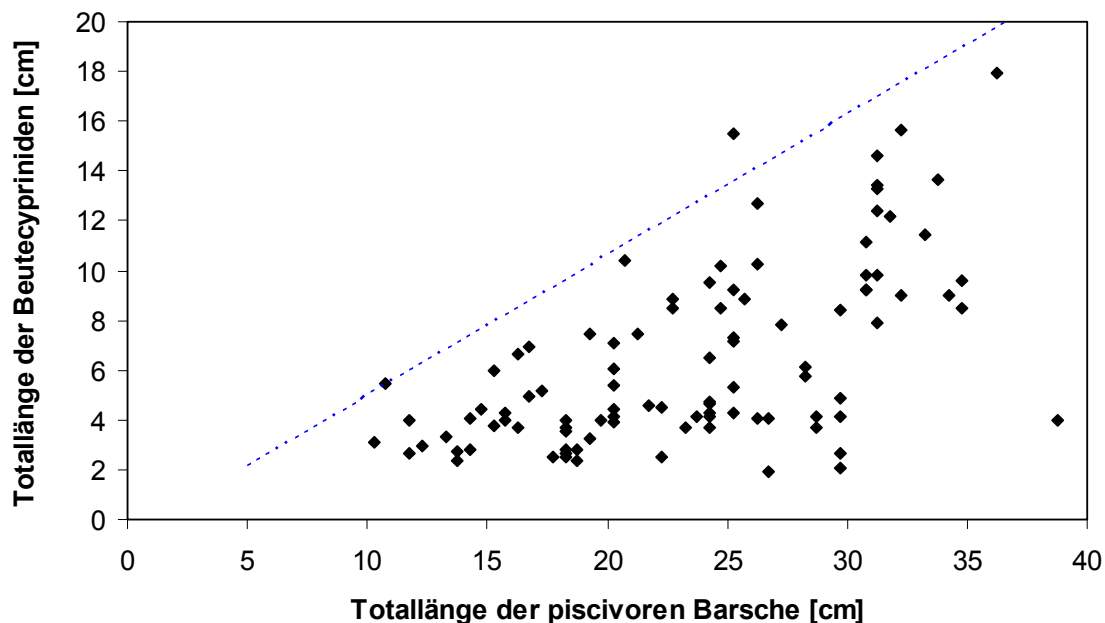


Abb. 47: Beziehung zwischen der Totallänge der piscivoren Barsche ($n=76$) und der rekonstruierten Totallänge der von ihnen gefressenen Cypriniden ($n=110$; vorwiegend Plötzen). Durch die gestrichelte Gerade ($y=-0,65+0,56x$) wird die aus der Maulspaltenbreite der piscivoren Barsche berechnete maximale Beuteplötzenlänge dargestellt. Zur Berechnung wurden die Totallänge-Maulspaltenbreite-Beziehung von DÖRNER & WAGNER (2003) sowie die Körperhöhe-Totallänge-Beziehungen für Plötzen von DÖRNER & WAGNER (2003) und DÖRNER et al. (2007) verwendet.

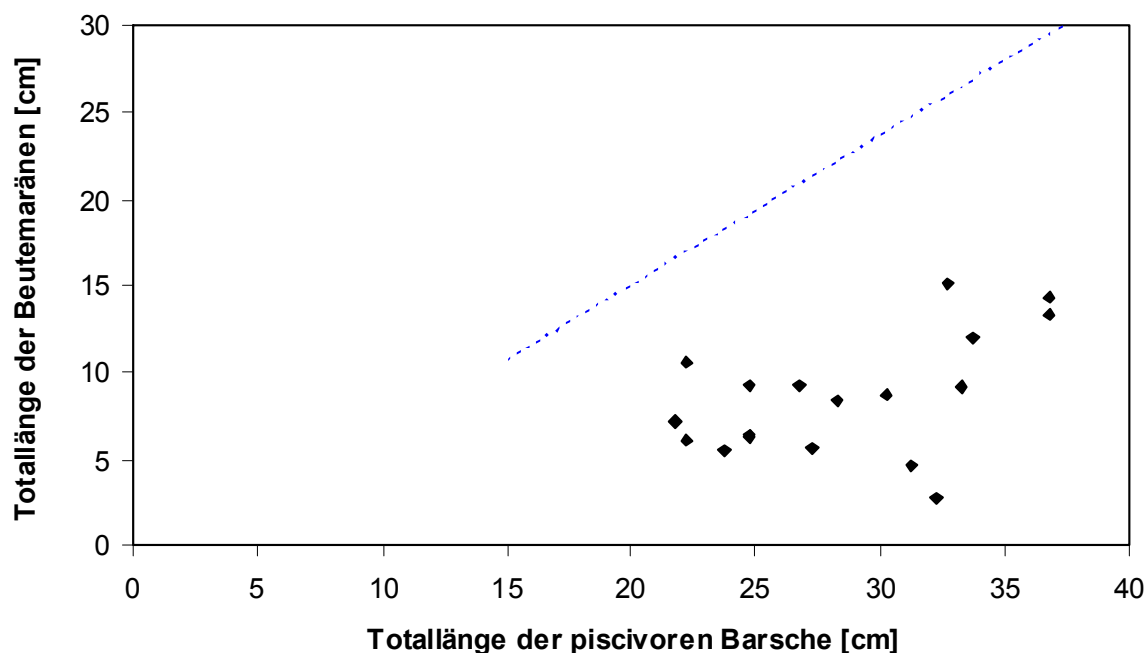


Abb. 48: Beziehung zwischen der Totallänge der piscivoren Barsche (n=16) und der rekonstruierten Totallänge der von ihnen gefressenen Maränen (n=18). Durch die gestrichelte Gerade ($y = -2,29 + 0,87x$) wird die aus der Maulspaltenbreite der piscivoren Barsche berechnete maximale Beute-maränenlänge dargestellt. Zur Berechnung wurden die Totallänge-Maulspaltenbreite-Beziehung für Barsche von DÖRNER & WAGNER (2003), die Körperhöhe-Standardlänge-Beziehung ($y = 0,197x$) für Maränen aus SCHULZ & FREYHOF (2003), sowie die Totallänge-Standardlänge-Beziehung aus der vorliegenden Arbeit verwendet.

Blei

Im Untersuchungsjahr 1998 wurden mit Stellnetzen insgesamt 229 Bleie mit Längen zwischen 8 cm und 51 cm gefangen (208 nachts, 21 tagsüber). Die Verteilung der Fänge auf die verschiedenen Habitattypen ist in Abbildung 49 dargestellt. Eine Unterteilung der Bleie in Längensklassen wurde aufgrund des geringen Stichprobenumfangs nicht durchgeführt. Ontogenetische Habitatwechsel waren jedoch innerhalb des gefangenen Längenbereichs auch nicht erkennbar.

Während die Verteilung der wenigen Tagfänge nicht signifikant von einer Gleichverteilung verschieden war (Kruskal-Wallis Test, $p > 0,05$), unterschieden sie die Nachtfänge zwischen den verschiedenen Habitattypen signifikant voneinander (Kruskal-Wallis Test; $p < 0,001$). Die Bleie bevorzugten nachts das *Flache Litoral* und das *Tiefe Litoral* gegenüber den pelagischen Habitaten (Tab. 23). Während im *Pelagial Epilimnion* in allen Untersuchungsmonaten Bleie nachgewiesen wurden, wurde das *Hypolimnion* (*Pelagial Hypolimnion* und *Profundal*) von den Bleien nur im ungeschichteten oder schwach geschichteten See in den Monaten April,

Mai und Oktober aufgesucht. Im *Phytal* versammelten sich die Bleie im Mai zum Ablaichen; ansonsten wurde dieser Habitattyp nur in geringem Umfang aufgesucht. Der Unterschied zum *Flachen Litoral* und zum *Tiefen Litoral* war jedoch statistisch nicht signifikant (Tab. 23).

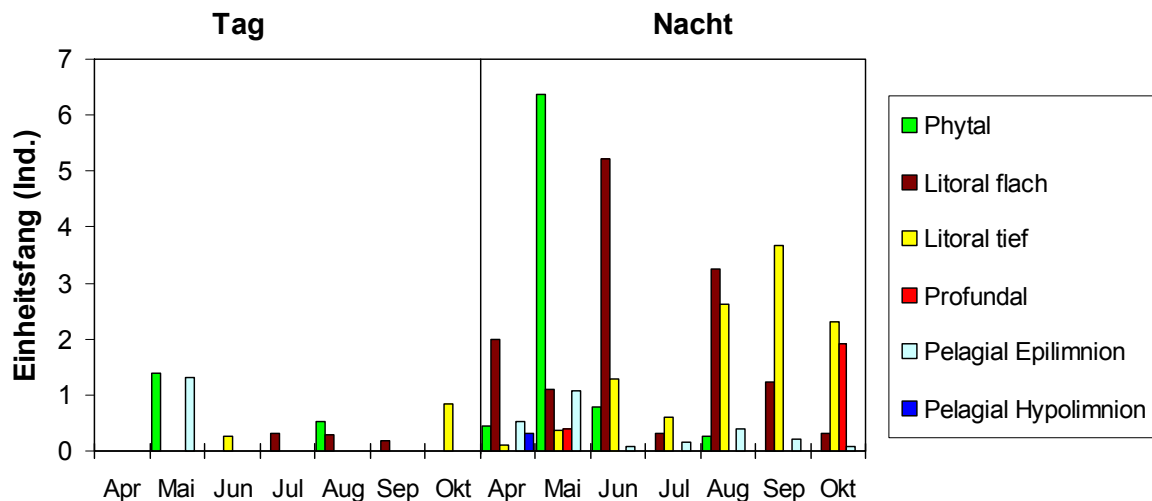


Abb. 49: Numerische Einheitsfänge der Bleie (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998.

Tab. 23: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN für die Nachtfänge der Bleie (***) $p < 0,001$; **) $p < 0,01$; *) $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	<i>Flaches Litoral</i>	<i>Flaches Litoral</i>	<i>Flaches Litoral</i>	<i>Flaches Litoral</i>	<i>Tiefes Litoral</i>	<i>Tiefes Litoral</i>	<i>Tiefes Litoral</i>
	vs.	vs.	vs.	vs.	vs.	vs.	vs.
	<i>Hypolimnion</i>	<i>Pelagial Epilimnion</i>	<i>Phytal</i>	<i>Tiefes Litoral</i>	<i>Hypolimnion</i>	<i>Pelagial Epilimnion</i>	<i>Phytal</i>
Blei	***	**	n.s.	n.s.	**	*	n.s.

Güster

1998 wurden mit Stellnetzen insgesamt 671 Güstern gefangen (628 nachts, 43 tags). Wie die starken Unterschiede zwischen den Tag- und den Nachtfängen zeigen (Abb. 50), waren die Güstern ≥ 11 cm tagsüber weitgehend inaktiv.

Die Güstern bevorzugten in allen Größenklassen die litoralen Habitate, während die pelagischen Habitate und das *Profundal* als Habitat unbedeutend waren (Abb. 50, Tab. 24). Im *Pelagial Epilimnion* wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum Güstern in geringen Anzahlen gefangen, während das *Pelagial Hypolimnion* und das *Profundal* während der

Sommerstagnation (Mai-September) von Güstern aller Größenklassen vollständig gemieden wurden.

Mit zunehmender Körperlänge kam es zu einer Erweiterung des Habitats. Die Güstern ≤ 10 cm wurden tagsüber ausschließlich und nachts fast ausschließlich im *Phytal* und im *Flachen Litoral* gefangen. Dabei waren die Fänge im *Phytal* sowohl nachts als auch tags signifikant höher als im *Flachen Litoral* (Tab. 24). Bei einer Länge von 11-15 cm nahm die Bedeutung des *Phytals* in den Nachtfängen zugunsten des *Flachen Litorals* ab. Das *Phytal* war zwar noch immer das am häufigsten aufgesuchte Habitat, der Unterschied zwischen den nächtlichen numerischen Einheitsfängen im *Phytal* und im *Flachen Litoral* war aber nicht mehr statistisch signifikant. Güstern dieses Längenbereichs wurden auch vereinzelt im *Tiefen Litoral* und im *Pelagial Epilimnion* nachgewiesen.

Bei den Güstern > 15 cm nahm die Bedeutung des *Tiefen Litorals* weiter zu. Es wurde vergleichbar häufig aufgesucht wie das *Phytal* und das *Flache Litoral*. Auch im *Pelagial Epilimnion* wurden nachts regelmäßig wenige Individuen nachgewiesen.

Tagsüber wurden insgesamt nur zwei Güstern ≤ 15 cm im *Flachen Litoral* gefangen, während sie nachts bei jeder der sieben Befischungskampagnen im Jahr 1998 in diesem Habitattyp nachgewiesen wurden. Dies deutet auf eine tagesperiodische Horizontalmigration hin, bei der das strukturarme *Flache Litoral* in den Dämmerungsphasen und/oder nachts als Habitat genutzt wird, während tagsüber ein Refugium im *Phytal* aufgesucht wird. Die in Abbildung 51 dargestellte Verteilung der nächtlichen Einheitsfänge auf die drei Messstellen des Habitattyps *Flaches Litoral* zeigt, dass Güstern ≤ 10 cm andere Messstellen im *Flachen Litoral* aufsuchten als Güstern > 10 cm. Güstern ≤ 10 cm wurden nachts vorwiegend an Messstelle 4 und damit an derjenigen Messstelle, die sich am nächsten am *Phytal* befindet, gefangen (zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 24). Güstern > 10 cm hingegen wurden nachts an allen drei Messstellen des *Flachen Litorals* in vergleichbaren Anzahlen gefangen. Da sich in der Nähe der Messstelle 9 nur wenige und in der Nähe der Messstelle 6 keine submersen oder emersen Makrophyten befanden, die als Tagesrefugium fungieren konnten, haben vermutlich nur die Güstern ≤ 10 cm tagesperiodische Wanderungen zwischen dem *Phytal* und dem *Flachen Litoral* unternommen.

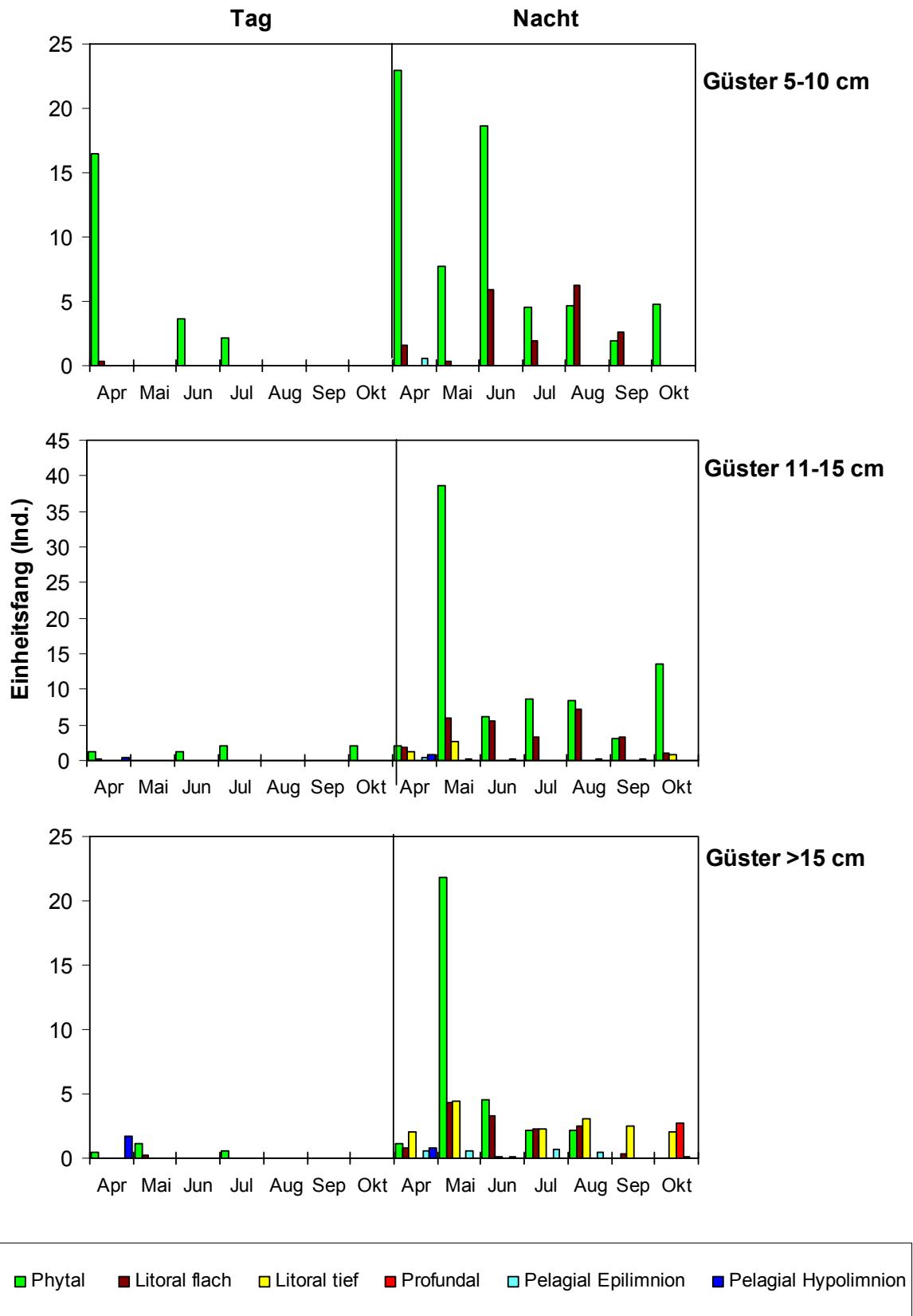


Abb. 50: Numerische Einheitsfänge der Güstern (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der y-Achse.

Tab. 24: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (**p < 0,001; *p < 0,01; *p < 0,05; (*)p < 0,1; n.s.: nicht signifikant).

	Güster 5-10 cm		Güster 11-15 cm		Güster > 15 cm	
	Tag	Nacht	Tag	Nacht	Tag	Nacht
<i>Phytal vs. Hypolimnion</i>	*	***	n.s.	***	n.s.	*
<i>Phytal vs. Pelagial Epilimnion</i>	**	***	**	***	(*)	(*)
<i>Phytal vs. Tiefes Litoral</i>	*	***	*	***	n.s.	n.s.
<i>Phytal vs. Flaches Litoral</i>	**	***	*	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Hypolimnion</i>	n.s.	*	n.s.	***	n.s.	*
<i>Flaches Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	*	n.s.	***	n.s.	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Tiefes Litoral</i>	n.s.	*	n.s.	**	n.s.	n.s.

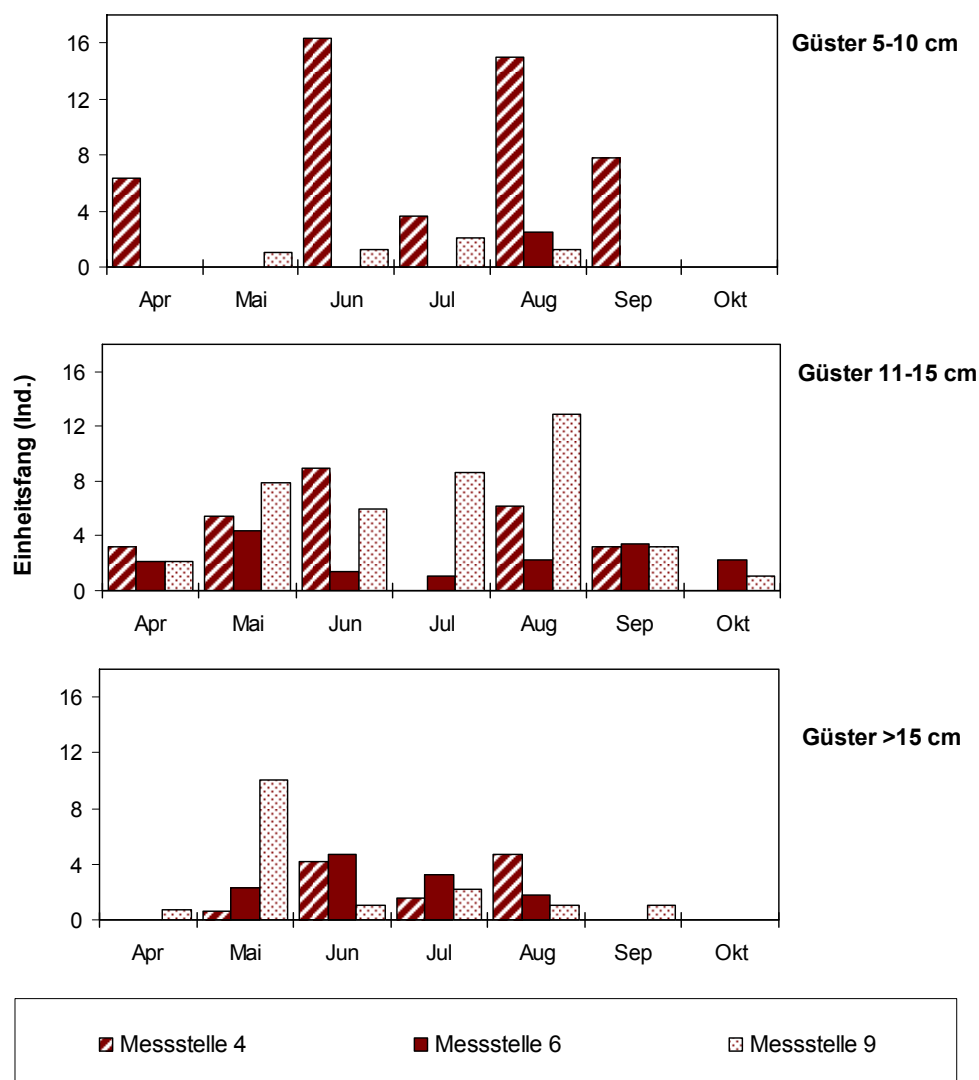


Abb. 51: Nächtliche numerische Einheitsfänge der Güstern (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Nacht)) an den drei Messstellen des Habitattyps *Flaches Litoral* im Jahr 1998. Zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 24.

Hecht

Mit Stellnetzen wurden 1998 nur 61 Hechte mit Längen zwischen 14 cm und 78 cm gefangen. Die Längenhäufigkeitsverteilungen der Hechte in den verschiedenen Habitattypen machten deutlich, dass sich die Habitatwahl der Hechte ab einer Länge von ungefähr 40 cm änderte. Deshalb wurden die Hechte für die weitere Auswertung in Hechte ≤ 40 cm und Hechte > 40 cm unterteilt.

Hechte beider Größenklassen wurden sowohl tagsüber als auch nachts am häufigsten im *Phytal* gefangen (Abb. 52). Tagsüber war die Verteilung jedoch nicht signifikant von einer Gleichverteilung verschieden (Kruskal-Wallis Test, $p > 0,05$).

Hechte ≤ 40 cm wurden ausschließlich im *Phytal* und im *Flachen Litoral* nachgewiesen, wobei die nächtlichen numerischen Einheitsfänge im *Phytal* signifikant höher als im *Flachen Litoral* waren (Tab. 25). Innerhalb des *Flachen Litorals* wurden sie ausschließlich an den Messstellen 4 und 9 gefangen, während Messstelle 6 vollständig gemieden wurde.

Hechte > 40 cm erweiterten ihr Habitat auch auf das *Tiefe Litoral* und – im Frühjahr und Herbst – das *Pelagial* (Abb. 52). Sie wurden im *Phytal* nicht mehr signifikant häufiger gefangen als im *Flachen Litoral* oder im *Tiefen Litoral*. Das *Pelagial* (*Pelagial Epilimnion* und *Pelagial Hypolimnion*) wurde insgesamt aber nur wenig aufgesucht und von Juni bis September sogar komplett gemieden. Im *Profundal* wurden zu keinem Zeitpunkt Hechte nachgewiesen.

Mit den Stellnetzen wurden nur Hechte ≥ 14 cm gefangen. Kleinere Hechte wurden jedoch bei tagsüber durchgeführten Elektrofischungen in den ufernahen Bereichen nachgewiesen, wobei der Verteilungsschwerpunkt ebenfalls im *Phytal* lag.

Tab. 25: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den nächtlichen numerischen Einheitsfängen der Hechte in den verschiedenen Habitattypen (** $p < 0,001$; * $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	Hecht 14-40 cm	Hecht > 40 cm
<i>Phytal vs. Pelagial Epilimnion</i>	***	***
<i>Phytal vs. Hypolimnion</i>	***	**
<i>Phytal vs. Tiefes Litoral</i>	***	(*)
<i>Phytal vs. Flaches Litoral</i>	*	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	*
<i>Flaches Litoral vs. Hypolimnion</i>	n.s.	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Tiefes Litoral</i>	n.s.	n.s.
<i>Tiefes Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	n.s.

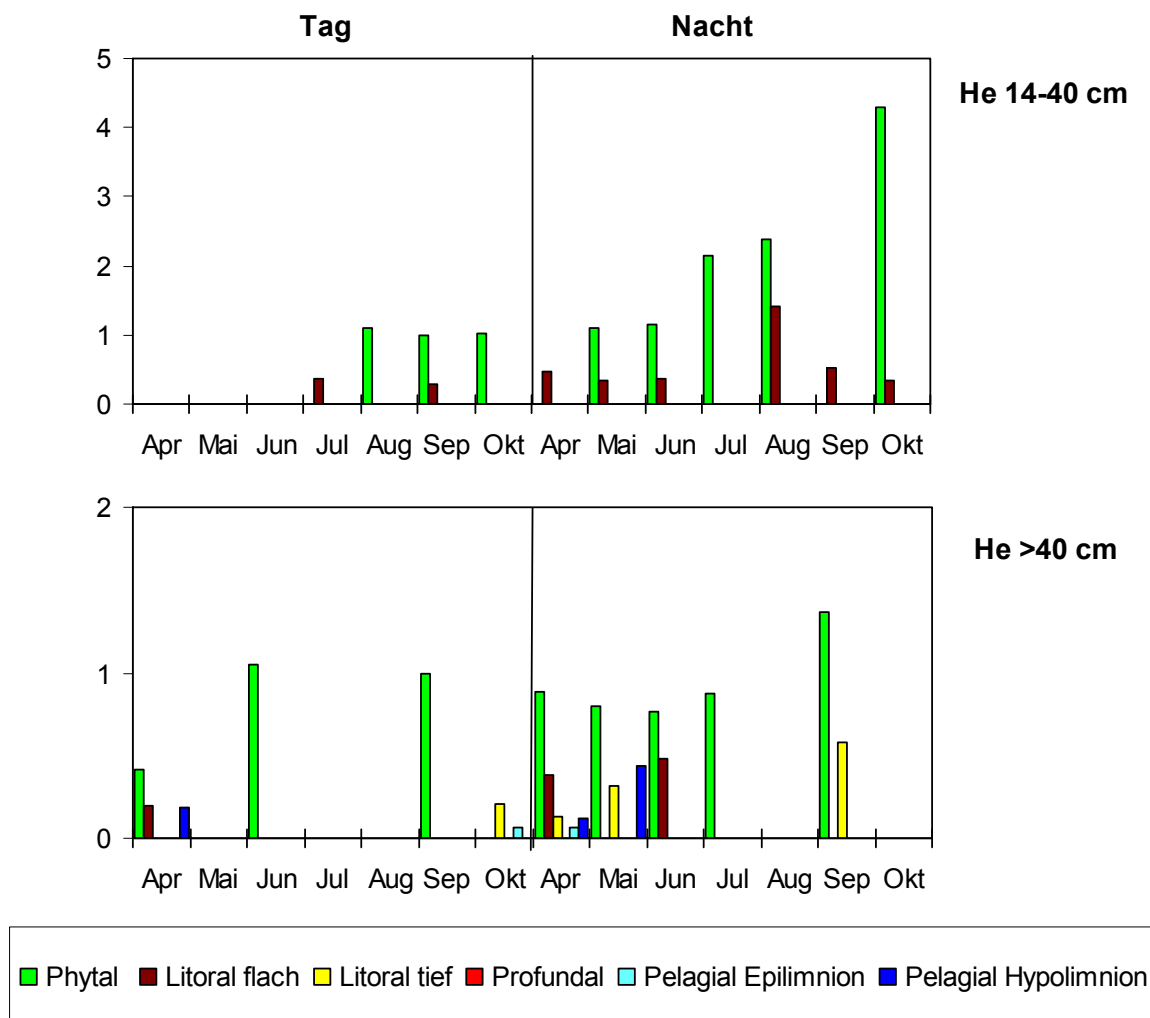


Abb. 52: Numerische Einheitsfänge der Hechte (He) (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche x Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998 ($n_{\text{tags}} = 14$ Hechte; $n_{\text{nachts}} = 47$ Hechte).

Nahrungsuntersuchungen wurden an 36 Hechten mit Längen zwischen 11 cm und 78 cm durchgeführt. Die Hälfte dieser Hechte hatte Cypriniden gefressen, während Barsche in 39% der untersuchten Mägen gefunden wurden. Von den Cypriniden konnte nur jeder zweite bis auf Artniveau bestimmt werden. Dabei handelte es sich überwiegend um Plötzen (78%), gefolgt von Bleien und Rotfedern (jeweils 11%). In den Mägen von drei Hechten wurde jeweils eine Maräne gefunden. Daneben traten in der Nahrung fünf Hechte, eine Regenbogenforelle und ein Zander auf. Anisoptera-Larven wurden in drei Hechtmägen nachgewiesen. Die mittlere rekonstruierte Nahrungszusammensetzung ist in Abbildung 53 dargestellt. Die rekonstruierten Biomasseanteile von Cypriniden und Barschen in der Nahrung der Hechte entsprachen mit 38% und 31% ungefähr dem Biomasseverhältnis von Cypriniden und Barschen im Senftenberger See (vgl. Abb. 31).

In den Abbildungen 54 und 55 ist die rekonstruierte Länge der konsumierten Barsche und Cypriniden in Abhängigkeit von der Hechtlänge dargestellt. Barsche traten mit Längen zwischen 3,0 und 16 cm, Cypriniden mit Längen zwischen 2,5 und 32 cm in der Nahrung der Hechte auf. Die Länge der konsumierten Cypriniden lag teilweise höher, als die Hechte aufgrund ihrer Maulspaltengröße theoretisch bewältigen können, aber unterhalb der Grenze, die NILSSON & BRÖNMARK (2000) in Laborversuchen empirisch ermittelt haben (Abb. 55).

Ein absolutes Refugium erreichten Barsche aufgrund der theoretischen Maulspaltenlimitierung der größten Hechte (78 cm) mit einer Länge von 32 cm. Basierend auf der empirisch von NILSSON & BRÖNMARK (2000) ermittelten größtmöglichen Beutefischlänge würden Plötzen ein absolutes Refugium erst mit einer Länge von 42 cm erreichen. Da die größten im Senftenberger See nachgewiesenen Plötzen eine Länge von 38 cm aufwiesen, erreichten die Plötzen demnach zeitlebens kein absolutes Refugium gegenüber den Hechten.

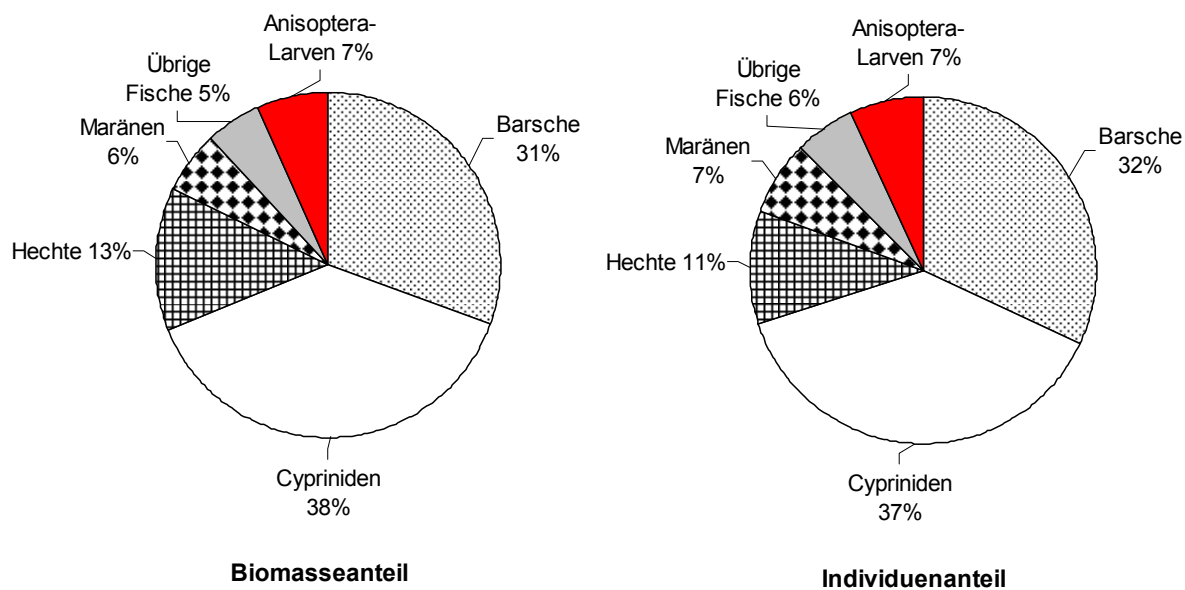


Abb. 53: Mittlere prozentuale Nahrungszusammensetzung von 36 Hechten (Totallänge 11-78 cm) aus dem Senftenberger See, bezogen auf die rekonstruierte Nährtierbiomasse sowie die Nährtierzahl. Die Gruppe „Übrige Fische“ beinhaltet einen Zander und eine Regenbogenforelle.

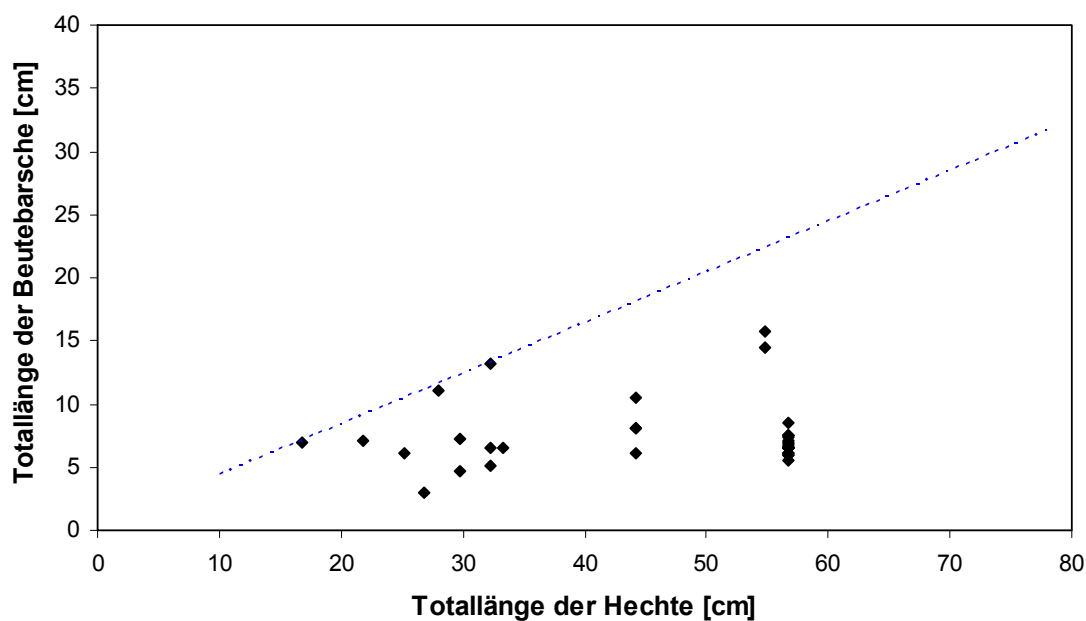


Abb. 54: Beziehung zwischen der Totallänge der Hechte (n=14) und der Totallänge der von ihnen gefressenen Barsche (n=37). Durch die gestrichelte Gerade ($y=0.42+0.40x$) wird die theoretische Maulspaltenlimitierung der Hechte gegenüber Barschen dargestellt. Zur Berechnung wurden die Total-länge-Maulspaltenbreite-Beziehung von NILSSON & BRÖNMARK (2000) sowie die Körperhöhe-Totallänge-Beziehungen für Barsche von DÖRNER & WAGNER (2003) und DÖRNER et al. (2007) verwendet.

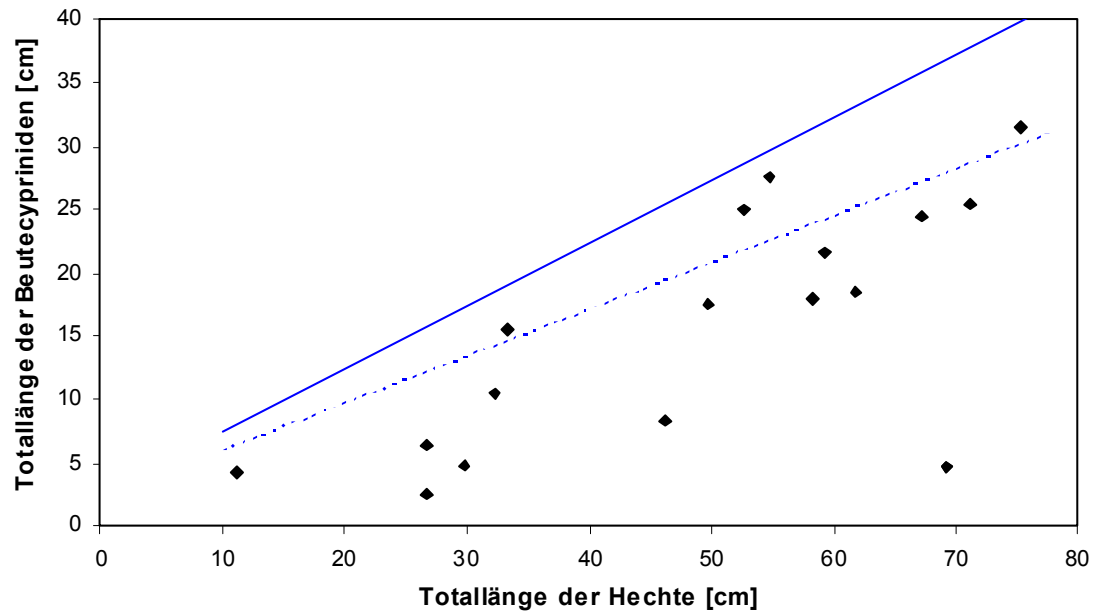


Abb. 55: Beziehung zwischen der Totallänge der Hechte ($n=17$) und der Totallänge der von ihnen gefressenen Cypriniden ($n=18$; vorwiegend Plötzen). Durch die gestrichelte Gerade ($y=2,22+0,37x$) wird die theoretische Maulspaltenlimitierung der Hechte gegenüber Plötzen dargestellt, durch die durchgezogene Gerade ($y=2,50+0,49x$) die empirisch von NILSSON & BRÖNMARK (2000) bestimmte maximale Plötzenlänge, die Hechte fressen können. Zur Berechnung beider Geraden wurden die Totallänge-Maulspaltenbreite-Beziehung und die Körperhöhe-Totallänge-Beziehung für Plötzen von NILSSON & BRÖNMARK (2000) verwendet.

Kaulbarsch

Mit Stellnetzen wurden 1998 insgesamt 278 Kaulbarsche mit Längen zwischen 4 cm und 13 cm gefangen. Die ersten Kaulbarsche der Altersklasse 0+ erreichten im Juli eine Länge von 4-5 cm, so dass sie mit den Stellnetzen nachgewiesen werden konnten. Die Analyse der Längenhäufigkeitsverteilung in den verschiedenen Habitattypen ergab keine Hinweise auf ontogenetische Veränderungen in den Habitatpräferenzen. Deshalb wurde die statistische Analyse der Verteilungsmuster ohne weitere Differenzierung in Längenbereiche durchgeführt. Die im Vergleich zu den Nachtfängen sehr geringen Tagfänge deuten auf ein dämmerungs- und/oder nachtaktives Verhalten hin. Die wenigen tagsüber gefangenen Kaulbarsche wurden am häufigsten im *Tiefen Litoral* gefangen.

Die Kaulbarsche hielten sich nachts bevorzugt im *Flachen Litoral* und im *Tiefen Litoral* auf; die Bevorzugung dieser beiden Habitattypen gegenüber allen anderen Habitattypen war statistisch hoch signifikant (Abb. 56, Tab. 26). Daneben traten sie in geringeren Anzahlen auch im Hypolimnion auf, wo sie sowohl im Freiwasser (*Pelagial Hypolimnion*) als auch in den Grundstellnetzen (*Profundal*) nachgewiesen wurden. Das *Phytal* wurde fast vollständig ge-

mieden. Die hohen Nachtfänge im *Flachen Litoral* deuten darauf hin, dass nachts ein Teil der Kaulbarsche, die sich tagsüber im *Tiefen Litoral* und im *Profundal* aufhielten, ins *Flache Litoral* einwanderte.

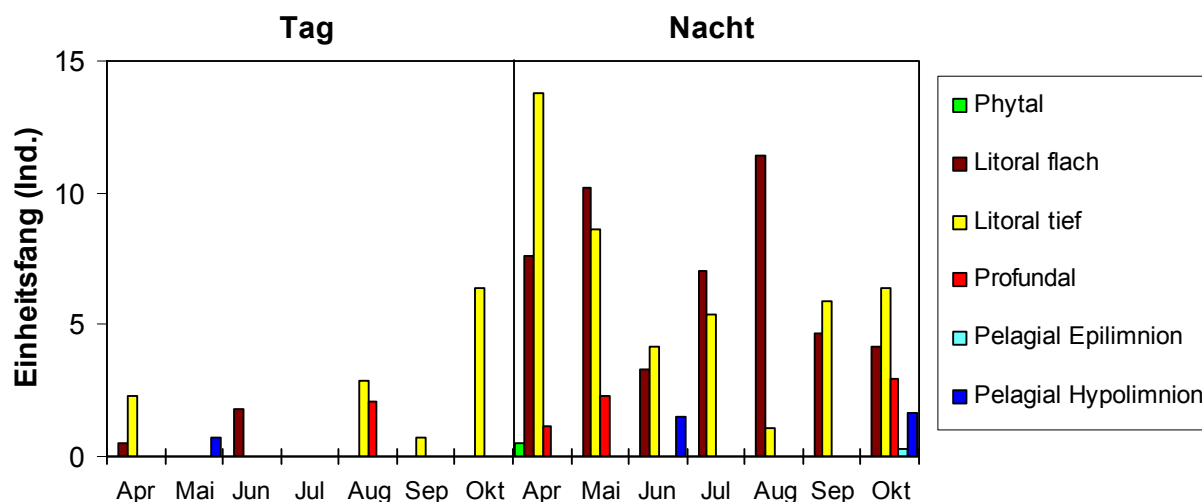


Abb. 56: Numerische Einheitsfänge der Kaulbarsche (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998 ($n_{\text{tags}} = 29$ Kaulbarsche; $n_{\text{nachts}} = 249$ Kaulbarsche).

Tab. 26: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	Kaulbarsch	
	Tag	Nacht
<i>Tiefes Litoral vs. Phytal</i>	**	***
<i>Tiefes Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	**	***
<i>Tiefes Litoral vs. Hypolimnion</i>	n.s.	**
<i>Tiefes Litoral vs. Flaches Litoral</i>	*	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Phytal</i>	n.s.	***
<i>Flaches Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	***
<i>Flaches Litoral vs. Hypolimnion</i>	n.s.	**
<i>Hypolimnion vs. Phytal</i>	n.s.	n.s.

Maräne

1998 wurden mit Stellnetzen insgesamt 785 Maränen mit Längen zwischen 6 cm und 32 cm gefangen. Aus den im Vergleich zu den Nachtfängen ($n = 720$) sehr geringen Tagfängen ($n = 65$) ist ersichtlich, dass die Maränen tagsüber weitgehend inaktiv waren.

Die Maränen bevorzugten generell die Habitattypen der tiefen Seebecken (*Pelagial Epilimnion*, *Pelagial Hypolimnion*, *Profundal*). Von Juni bis August hielten sie sich sogar ausschließlich im Bereich der tiefen Seebecken auf, während sie im Frühjahr und Herbst auch vereinzelt im *Flachen Litoral* und im *Tiefen Litoral* nachgewiesen wurden (Abb. 57).

Mit zunehmender Körperlänge veränderte das vertikale Verteilungsmuster in der Wassersäule des *Pelagials*, indem das *Pelagial Epilimnion* zunehmend zugunsten des Hypolimnions (*Pelagial Hypolimnion* und *Profundal*) gemieden wurde (Abb. 57, Tab. 27). Bis zu einer Länge von 20 cm hielten sich die Maränen während aller Untersuchungsmonate sowohl im *Profundal* und im *Pelagial Hypolimnion* als auch im *Pelagial Epilimnion* auf. Dadurch traten sie über eine Temperaturamplitude von 6°C bis 22°C auf, wobei im April, Mai und Oktober das Epilimnion bevorzugt wurde, während in den Sommermonaten das *Hypolimnion* zunehmend an Bedeutung gewann (Abb. 57).

Maränen > 20 cm wurden im Sommer nur sehr vereinzelt im Epilimnion gefangen, Maränen > 25 cm mieden das Epilimnion von Juni bis August sogar vollständig. Durch ihre vertikale Habitatwahl hielten sich Maränen mit einer Länge zwischen 21 cm und 25 cm im Temperaturbereich von 6°C bis 19°C auf, während Maränen > 25 cm nur in Bereichen mit Wassertemperaturen zwischen 6°C und 15°C nachgewiesen wurden.

Die mit steigender Länge zunehmende Meidung des Epilimnions bzw. der bevorzugte Aufenthalt in tieferen Wasserschichten führten dazu, dass die mittlere Länge der Maränen in den Netzfängen mit zunehmender Wassertiefe anstieg (Abb. 58). Sie war im Hypolimnion (*Pelagial Hypolimnion* und *Profundal*) signifikant höher als im *Pelagial Epilimnion* (Wilcoxon-Test, $p < 0,01$).

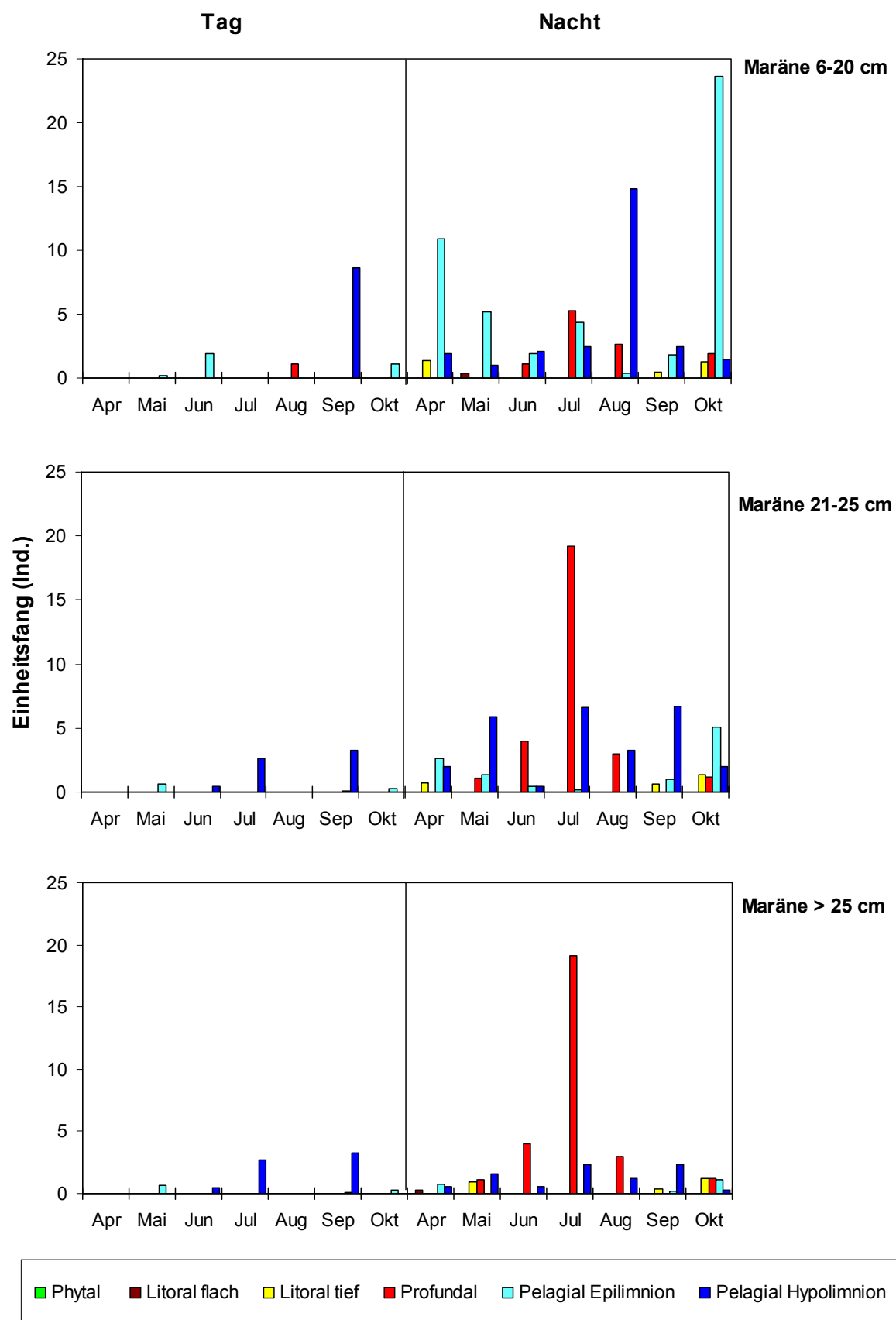


Abb. 57: Numerische Einheitsfänge der Kleinen Maräne (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998.

Tab. 27: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	Maräne 6-20 cm		Maräne 21-25 cm		Maräne > 25 cm	
	Tag	Nacht	Tag	Nacht	Tag	Nacht
<i>Hypolimnion vs. Phytal</i>	n.s.	***	*	***	*	***
<i>Hypolimnion vs. Flaches Litoral</i>	n.s.	***	*	***	*	***
<i>Hypolimnion vs. Tiefes Litoral</i>	n.s.	**	(*)	**	(*)	***
<i>Hypolimnion vs. Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	***
<i>Pelagial Epilimnion vs. Phytal</i>	***	***	**	**	**	n.s.
<i>Pelagial Epilimnion vs. Flaches Litoral</i>	**	***	*	***	*	n.s.
<i>Pelagial Epilimnion vs. Tiefes Litoral</i>	**	**	(*)	n.s.	*	n.s.

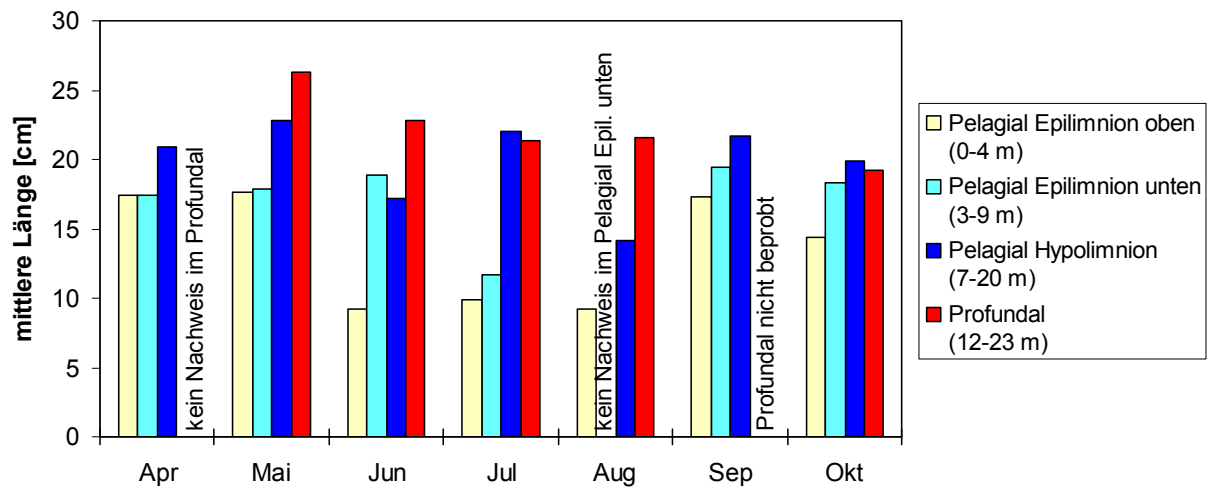


Abb. 58: Mittlere Länge der Maränen in den verschiedenen Wassertiefen des *Pelagials* von April bis Oktober 1998 (Nachtfänge).

Plötze

Mit Stellnetzen wurden 1998 insgesamt 3748 Plötzen mit Längen zwischen 4 cm und 35 cm gefangen. Hiervon entfielen 789 Plötzen auf die Tagfänge und 2959 Plötzen auf die Nachtfänge.

Bis zu einer Körperlänge von 15 cm hielten sich die Plötzen sowohl tagsüber als auch nachts am häufigsten im *Phytal* und im strukturarmen *Flachen Litoral* auf (Abb. 59, Tab. 28). Bis zu einer Länge von 10 cm wurden die Plötzen tagsüber signifikant am häufigsten im *Phytal* gefangen. Nachts verteilten sie sich gleichmäßiger auf das *Phytal* und das *Flache Litoral*, so dass kein signifikanter Unterschied zwischen diesen beiden Habitattypen bestand. Innerhalb des *Flachen Litorals* wurden sie am häufigsten an der an das *Phytal* angrenzenden Messstelle 4 gefangen (Abb. 60). Dies deutet auf eine tagesperiodische Horizontalmigration hin, bei der das strukturarme *Flache Litoral* in den Dämmerungsphasen aufgesucht wird, während tagsüber und eventuell auch während der Dunkelheit ein Refugium im *Phytal* aufgesucht wird. Die Plötzen > 10 cm erweiterten ihren Lebensraum um das *Tiefe Litoral* und das *Pelagial*. Generell nahm sowohl in den Tagfängen als auch in den Nachtfängen die Bedeutung des *Phytals* mit zunehmender Körperlänge ab, während die Bedeutung des *Tiefen Litorals* zunahm. Bei den Plötzen > 15 cm war die Verteilung in den Tagfängen nicht signifikant von einer Gleichverteilung verschieden (Kruskal-Wallis Test, $p > 0,05$). Bei den nachts und in den Dämmerungsphasen gestellten Netzen wurden sie am häufigsten im *Flachen Litoral* und im *Tiefen Litoral* gefangen, wobei sich ihr Verbreitungsschwerpunkt mit zunehmender Länge vom *Flachen Litoral* ins *Tiefe Litoral* verlagerte (Abb. 59, Tab. 29). Das *Pelagial* wurde von allen Altersklassen regelmäßig, aber zumeist nur in geringen Abundanzen aufgesucht, wobei das *Pelagial Hypolimnion* während der Sommermonate von allen Größenklassen vollständig gemieden wurde. Dem *Profundal* kam keine Bedeutung als Plötzenhabitat zu; in diesem Habitattyp wurde von April bis Oktober 1998 nur eine Plötze nachgewiesen.

Mit zunehmender Körperlänge änderte sich auch die nächtliche Verteilung innerhalb des *Flachen Litorals*. Während Plötzen ≤ 10 cm am häufigsten an Messstelle 4 gefangen wurden, bevorzugten Plötzen der Längenklasse 11-15 cm Messstelle 9. Plötzen > 15 cm wurden hingegen am häufigsten an Messstelle 6 gefangen (Abb. 60, zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 24).

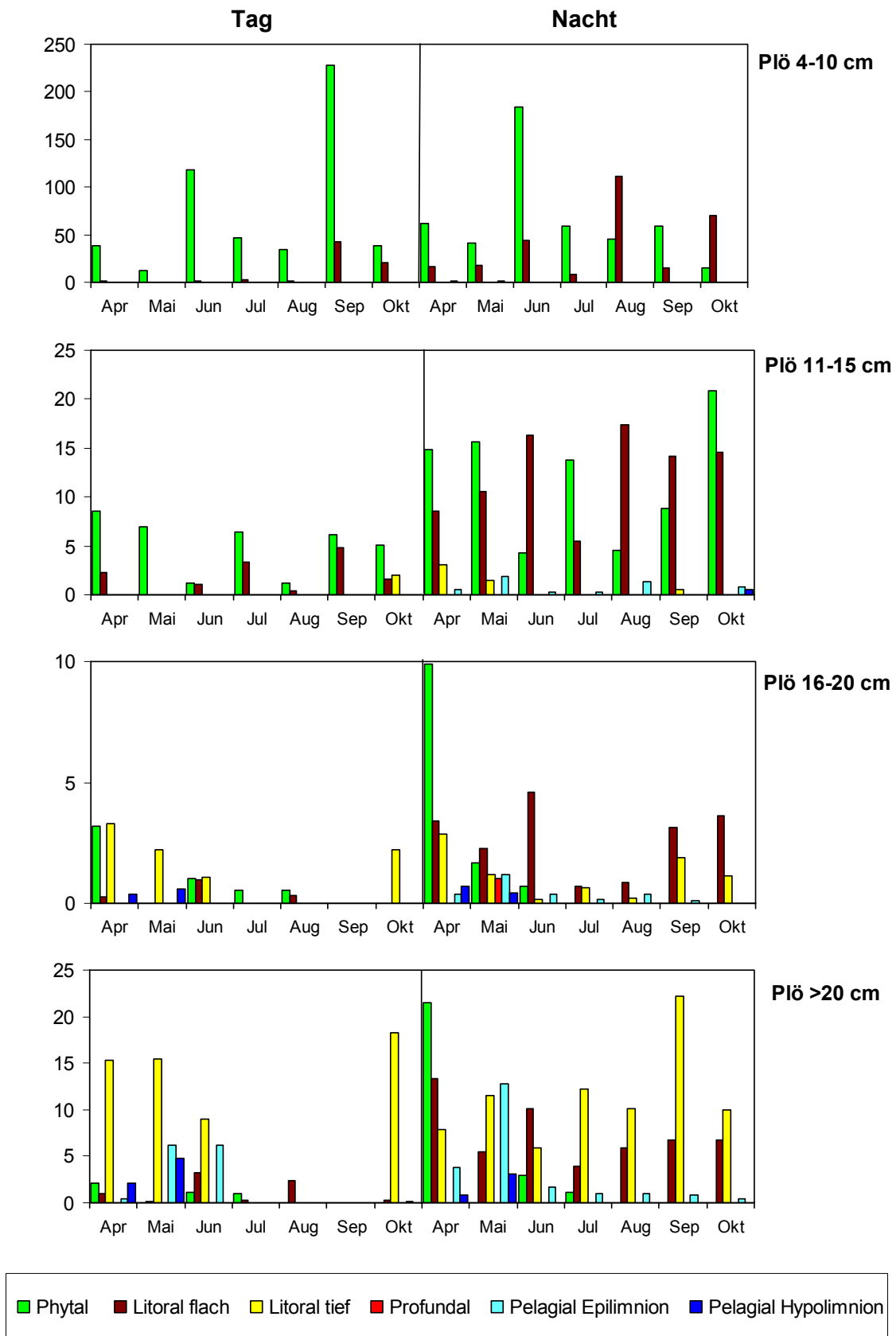


Abb. 59: Numerische Einheitsfänge der Plötzen (Plö) (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der y-Achse.

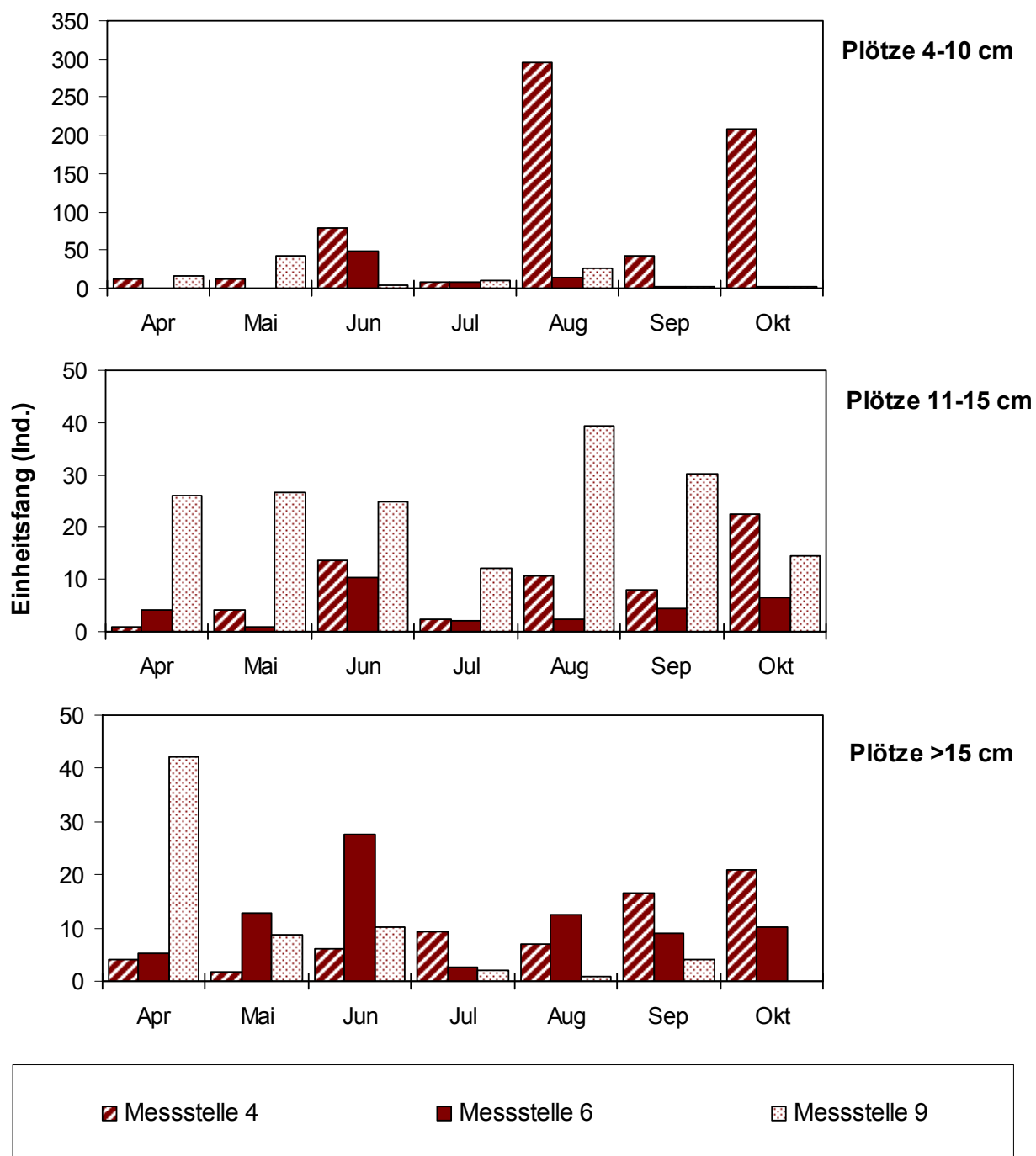


Abb. 60: Nächtliche numerische Einheitsfänge der Plötzen (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Nacht)) an den drei Messstellen des Habitattyps *Flaches Litoral* im Jahr 1998. Zu beachten ist die unterschiedliche Skalierung der y-Achse. Zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 24.

Tab. 28: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (***p < 0,001; **p < 0,01; *p < 0,05; (*)p < 0,1; n.s.: nicht signifikant).

	Plätze 4-10 cm		Plätze 11-15 cm	
	Tag	Nacht	Tag	Nacht
<i>Phytal</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	***	***	***	***
<i>Phytal</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	***	***	**	***
<i>Phytal</i> vs. <i>Tiefes Litoral</i>	***	***	**	**
<i>Phytal</i> vs. <i>Flaches Litoral</i>	*	n.s.	(*)	n.s.
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	***	n.s.	***
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	***	n.s.	***
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Tiefes Litoral</i>	n.s.	***	n.s.	***
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.

Tab. 29: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (***p < 0,001; **p < 0,01; *p < 0,05; (*)p < 0,1; n.s.: nicht signifikant).

	Plätze 16-20 cm	Plätze > 20 cm
	Nacht	Nacht
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	***	***
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Phytal</i>	*	***
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	***	*
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Tiefes Litoral</i>	n.s.	n.s.
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	***
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Phytal</i>	n.s.	**
<i>Tiefes Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	*
<i>Pelagial Epilimnion</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	n.s.
<i>Pelagial Epilimnion</i> vs. <i>Phytal</i>	n.s.	n.s.
<i>Phytal</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	n.s.

Rotfeder

Im Untersuchungsjahr 1998 wurden mit Stellnetzen 260 Rotfedern mit Längen zwischen 7 cm und 33 cm gefangen. Von diesen wurde das *Phytal* sowohl tagsüber als auch nachts gegenüber allen anderen Habitattypen höchst signifikant präferiert (Kruskal-Wallis Test und Multiple Vergleiche nach DUNN, p < 0,001). Tagsüber wurden Rotfedern ausschließlich im *Phytal*

gefangen, nachts in geringer Anzahl auch im *Flachen Litoral* (Abb. 61, Tab. 30). Innerhalb des *Flachen Litorals* wurden sie am häufigsten an der an das *Phytal* angrenzenden Messstelle 4 gefangen, gefolgt von Messstelle 9, in deren Umfeld in geringem Umfang emerse Makrophyten (*Typha latifolia*) vorhanden waren (Abb. 62). An der nahezu makrophytenfreien Messstelle 6 wurden keine Rotfedern nachgewiesen. Es ist deshalb von einer Einwanderung einzelner Rotfedern in der Abenddämmerung aus dem *Phytal* ins *Flache Litoral* auszugehen. Die Nachtfänge im *Flachen Litoral* umfassten ein breites Längenspektrum von 7 cm bis 31 cm (Abb. 63). Dies zeigt, dass die Wanderung aus dem *Phytal* ins *Flache Litoral* über das gesamte mit Stellnetzen erfasste Größenspektrum hinweg erfolgte.

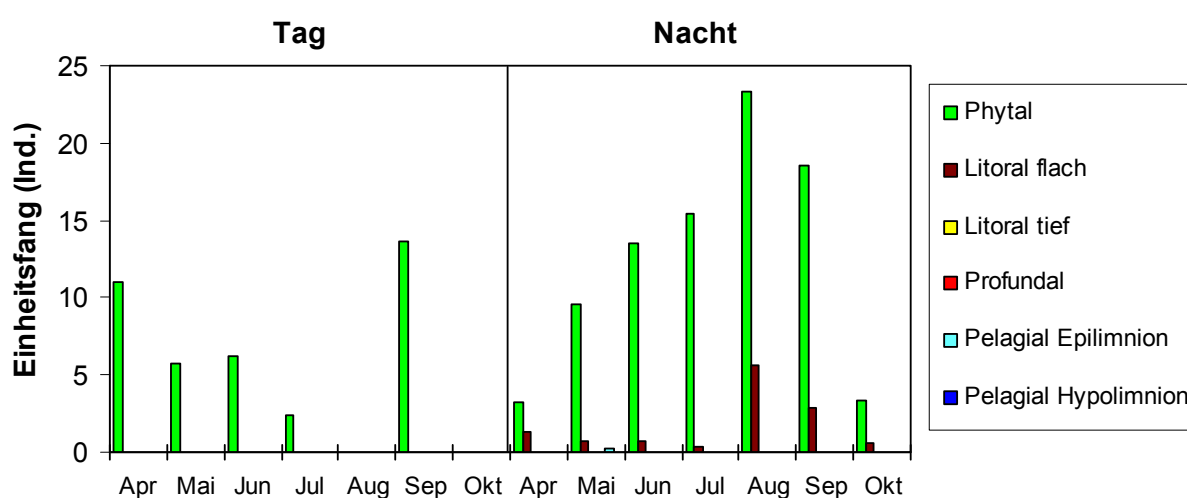


Abb. 61: Numerische Einheitsfänge der Rotfedern (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998 ($n_{\text{tags}} = 43$ Rotfedern; $n_{\text{nachts}} = 217$ Rotfedern).

Tab. 30: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	Rotfeder	
	Tag	Nacht
<i>Phytal</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	***	***
<i>Phytal</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	***	***
<i>Phytal</i> vs. <i>Tiefes Litoral</i>	***	***
<i>Phytal</i> vs. <i>Flaches Litoral</i>	***	***
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	*
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	**
<i>Flaches Litoral</i> vs. <i>Tiefes Litoral</i>	n.s.	*
<i>Pelagial Epilimnion</i> vs. <i>Hypolimnion</i>	n.s.	n.s.

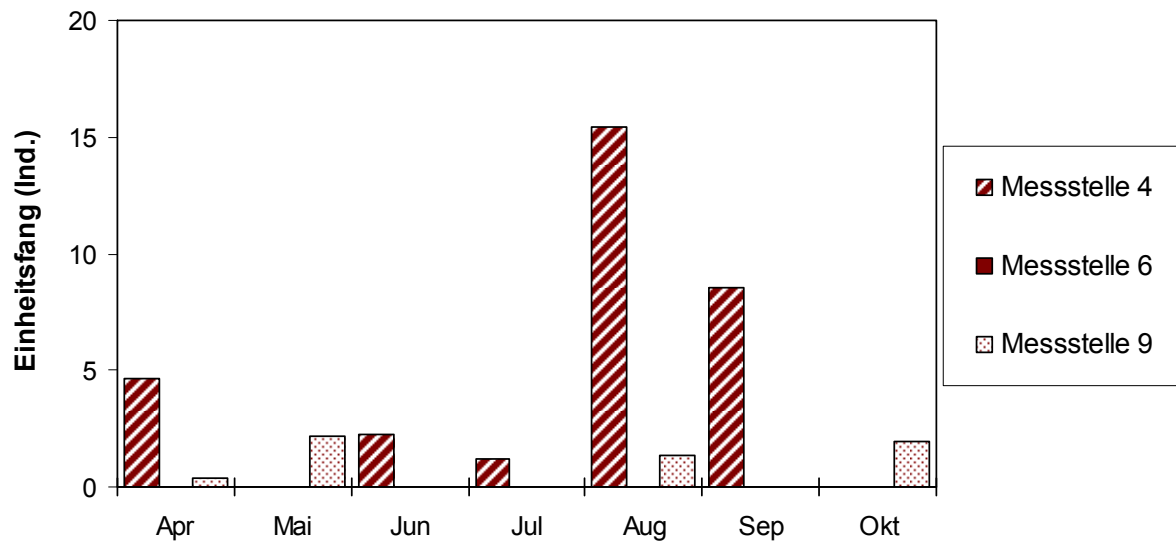


Abb. 62: Nächtliche numerische Einheitsfänge der Rotfedern (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Nacht)) an den drei Messstellen des Habitattyps *Flaches Litoral* im Jahr 1998. Zur Lage der Messstellen vgl. Abb. 24.

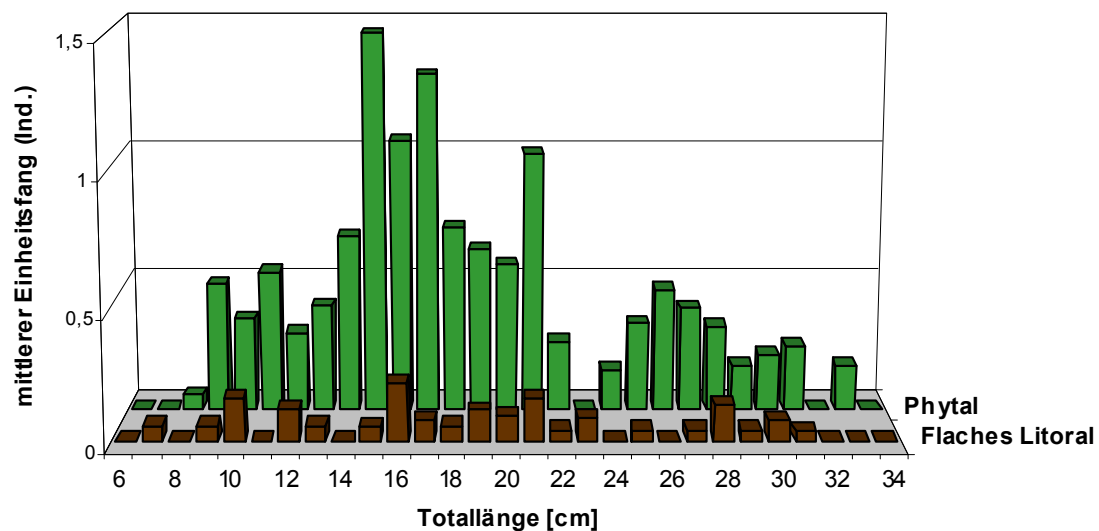


Abb. 63: Mittlere Längenhäufigkeitsverteilung der Rotfedern in den nächtlichen Stellnetz-Einheitsfängen im *Phytal* und im *Flachen Litoral* im Zeitraum April-Oktober 1998 (n = 217 Rotfedern).

Zander

Tagsüber wurden insgesamt nur 11 Zander gefangen. Ihre Verteilung war nicht signifikant von einer Gleichverteilung verschieden (Kruskal-Wallis Test, $p > 0,05$). Die statistische Auswertung der Verteilungsmuster erfolgte deshalb ausschließlich anhand der Nachtfänge ($n = 166$). Die Betrachtung der Längenhäufigkeitsverteilungen in den verschiedenen Habitattypen zeigte, dass sich die Habitatwahl der Zander ab einer Körperlänge von ungefähr 40 cm änderte. Deshalb wurde die Habitatwahl der Zander bis zu einer Körperlänge von 40 cm getrennt von den größeren Zandern analysiert.

Die Zander mit Körperlängen zwischen 8 cm und 40 cm hielten sich bevorzugt in den strukturreichen epilimnischen Benthallbereichen (*Tiefes Litoral* und *Flaches Litoral*) auf (Abb. 64, Tab. 31). Daneben waren sie noch regelmäßig in geringer Anzahl im *Pelagial Epilimnion* anzutreffen. Dem *Phytal*, dem *Pelagial Hypolimnion* und dem *Profundal* kamen keine Bedeutung als Zanderhabitat zu.

Die Verteilung der Zander > 40 cm auf die verschiedenen Habitattypen unterlag hohen Schwankungen. Sie traten gleichermaßen in den litoralen und in den pelagischen Habitattypen auf. Im *Pelagial* waren sie über die gesamte Wassersäule verteilt, d.h. sie wurden regelmäßig sowohl im *Pelagial Epilimnion* als auch im *Pelagial Hypolimnion* gefangen (Abb. 64). Über alle Probenahmeterminen betrachtet hatten die Zander > 40 cm die höchste Abundanz im *Tiefen Litoral*.

Nahrungsuntersuchungen wurden an 130 Zandern mit Längen zwischen 22 cm und 86 cm durchgeführt. Die Hauptnahrung waren Maränen, die in den Mägen von 45% der untersuchten Zander nachgewiesen wurden. Barsche wurden in 32% und Cypriniden in 27% der untersuchten Mägen gefunden. Nur ein Drittel der konsumierten Cypriniden konnte sicher bis auf Artniveau bestimmt werden. Hierbei handelte es sich zum überwiegenden Teil um Plötzen (64%), gefolgt von Bleien (21%) und Güstern (15%). Die mittlere rekonstruierte Nahrungszusammensetzung der Zander ist in Abbildung 65 dargestellt.

Die Zander zeigten größenspezifische Unterschiede in der Nahrungszusammensetzung. Bis zu einer Länge 40 cm bestand im Mittel mehr als 75% der rekonstruierten Nahrungsbiomasse aus Cypriniden und Barschen, wobei die Barsche zum überwiegenden Teil der Altersklasse 0+ angehörten (Abb. 66). Dabei wurden nur in den Monaten April und Mai Barsche der Altersklassen 1+ und 2+ mit Längen zwischen 9 cm und 14 cm konsumiert, während von Juni

bis zum Ende der Probenahme im Oktober alle von Zandern ≤ 40 cm gefressenen Barsche der Altersklasse 0+ angehörten.

Zander des Längenbereiches 41-50 cm hatten einen nahezu identischen Barschanteil wie die kleineren Zander konsumiert, während der Anteil der Cypriniden zugunsten von Maränen abgesunken war. Auch bei Zandern dieses Längenbereiches gehörten die konsumierten Barsche von Juni bis August ausschließlich der Altersklasse 0+ an.

Bei den Zandern > 50 cm war auch der Barschanteil in der Nahrung zugunsten von Maränen verringert, die im Mittel zwei Drittel der rekonstruierten Nahrungsbiomasse stellten.

In den Zandermägen wurden Maränen mit Längen zwischen 3,7 und 30 cm nachgewiesen. Die Länge der gefressenen Maränen lag für alle Zandergrößen unterhalb der berechneten Maulspaltenlimitierung (Abb. 67). Ab einer Länge von ungefähr 52 cm unterlagen die Zander gegenüber den Maränen keiner Maulspaltenlimitierung mehr und konnten somit auch die größten im Senftenberger See auftretenden Maränen, die eine Länge von 32 cm aufwiesen, konsumieren.

Barsche wurden bis zu einer Länge von 20 cm von den Zandern gefressen, wobei Barsche vor allem in der Nahrung der kleineren Zander vertreten waren. Die kleinsten gefressenen Barsche hatten eine Länge von 2,0 cm. Zander mit einer Länge von mehr als 58 cm hatten keine Barsche mehr gefressen (Abb. 68). Basierend auf der Maulspaltenlimitierung der größten Zander (86 cm) erreichten Barsche mit einer Länge von 37 cm ein absolutes Refugium gegenüber den Zandern.

Mit Ausnahme einer 31 cm langen Plötze hatten alle in den Zandermägen gefundenen Cypriniden eine rekonstruierte Länge zwischen 2,8 und 18 cm (Abb. 69). Plötzen erreichten aufgrund der Maulspaltenlimitierung der größten Zander ein absolutes Refugium gegenüber den Zandern erst mit einer Länge von 34 cm.

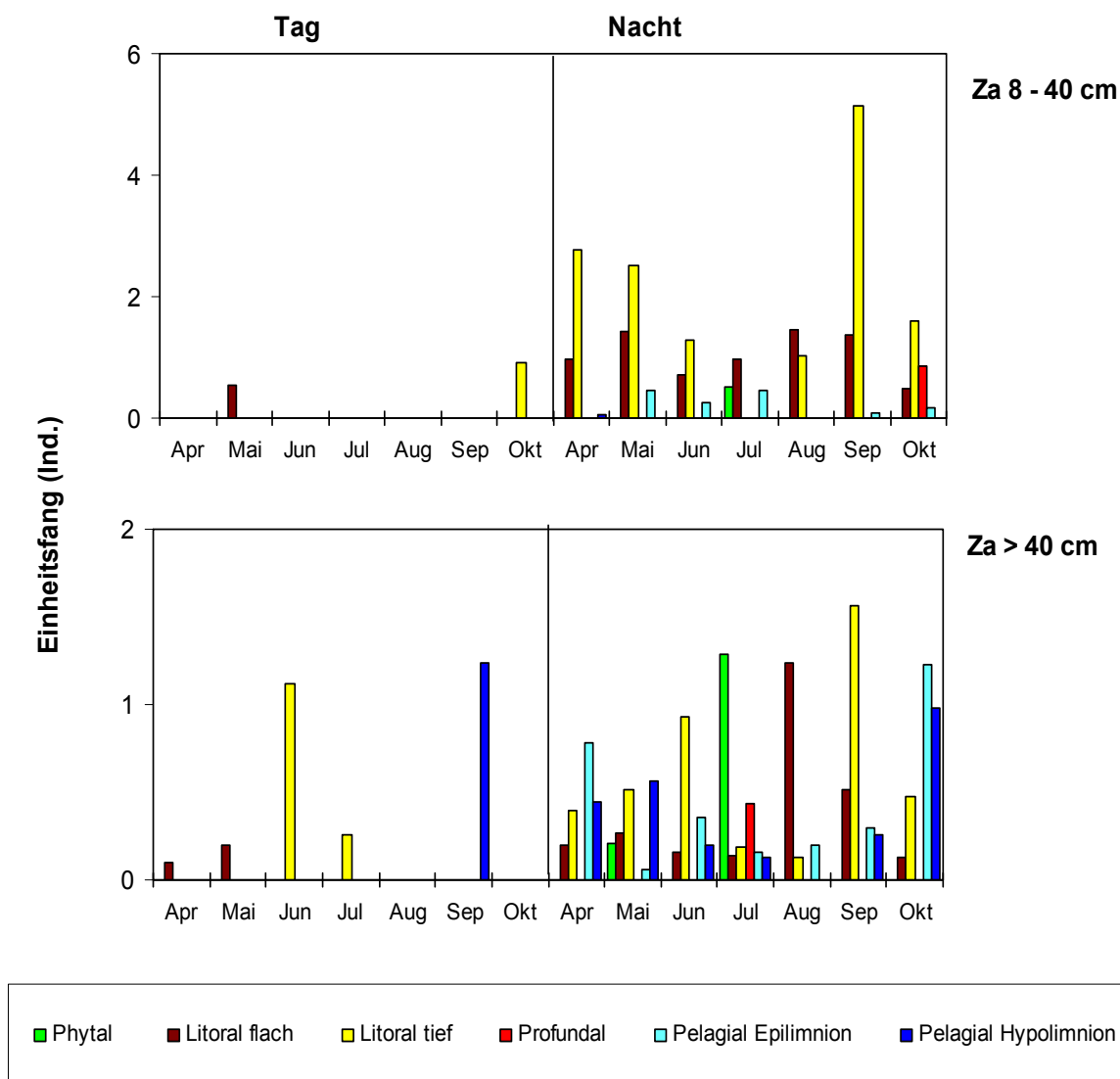


Abb. 64: Numerische Einheitsfänge der Zander (Za) (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag bzw. Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen 1998 ($n_{\text{tags}} = 11$ Zander; $n_{\text{nachts}} = 166$ Zander).

Tab. 31: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zum Testen von Unterschieden zwischen den nächtlichen numerischen Einheitsfängen in den verschiedenen Habitattypen (*** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

	Zander 8-40 cm	Zander > 40 cm
<i>Tiefes Litoral vs. Phytal</i>	***	**
<i>Tiefes Litoral vs. Hypolimnion</i>	***	n.s.
<i>Tiefes Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	*	n.s.
<i>Tiefes Litoral vs. Flaches Litoral</i>	n.s.	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Phytal</i>	***	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Hypolimnion</i>	**	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	(*)	n.s.
<i>Pelagial Epilimnion vs. Phytal</i>	n.s.	(*)

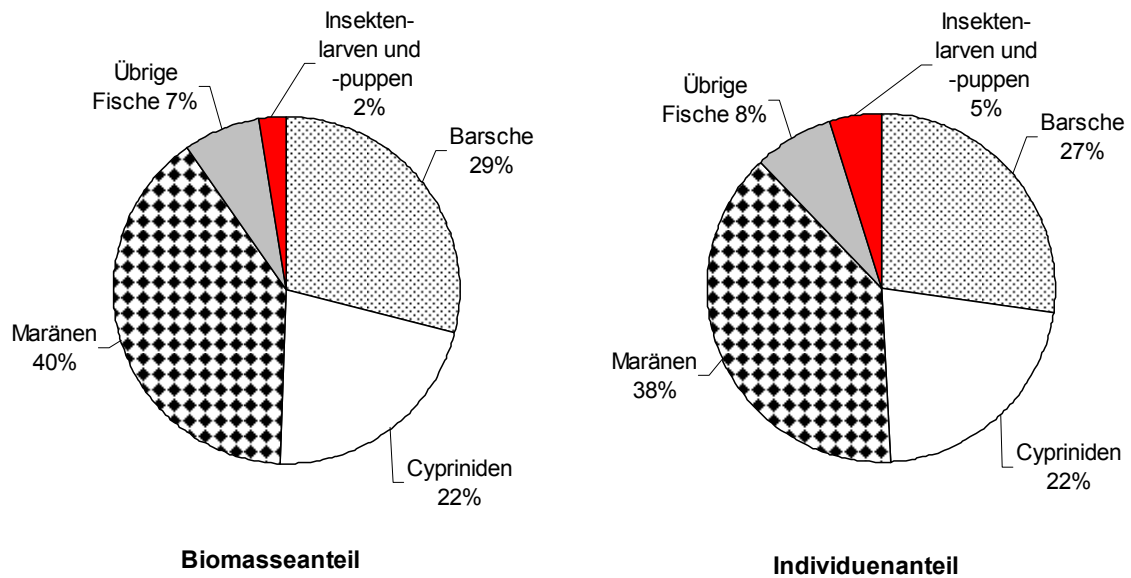


Abb. 65: Mittlere prozentuale Nahrungszusammensetzung von 130 Zandern (Totallänge 22-86 cm) aus dem Senftenberger See, bezogen auf die rekonstruierte Nährtierbiomasse sowie die Nährtierzahl. Die Gruppe „Übrige Fische“ beinhaltet einen Kaulbarsch, fünf Hechte und sechs nicht näher identifizierbare Fische.

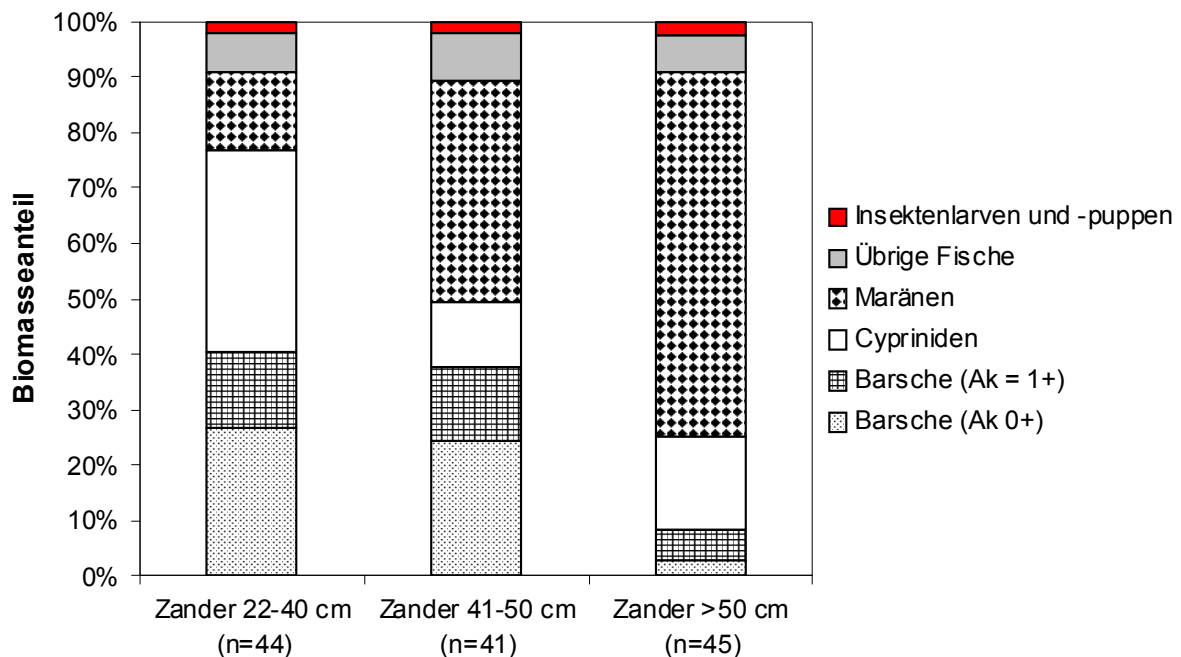


Abb. 66: Mittlere prozentuale Nahrungszusammensetzung von drei Zander-Größenklassen, bezogen auf die rekonstruierte Nährtierbiomasse (n = Anzahl der untersuchten Mägen mit Inhalt; Ak = Altersklasse).

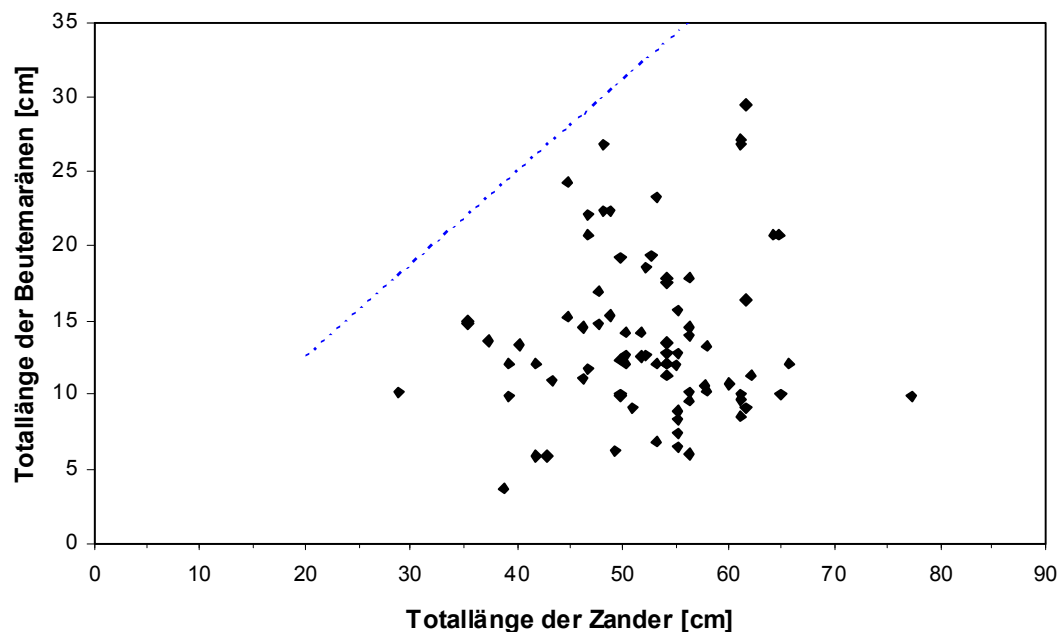


Abb. 67: Beziehung zwischen der Totallänge der Zander (n=58) und der rekonstruierten Totallänge der von ihnen gefressenen Maränen (n=117). Durch die gestrichelte Gerade ($y=0,21+0,62x$) wird die aus der Maulspaltenbreite der Zander berechnete maximale Beutemaränenlänge dargestellt. Zur Berechnung wurden die Totallänge-Maulspaltenbreite-Beziehung für Zander von DÖRNER et al. (2007), die Körperhöhe-Standardlänge-Beziehung (KH=0,197 SL) für Maränen aus SCHULZ & FREYHOF (2003) sowie die Totallänge-Standardlänge-Beziehung aus der vorliegenden Arbeit verwendet.

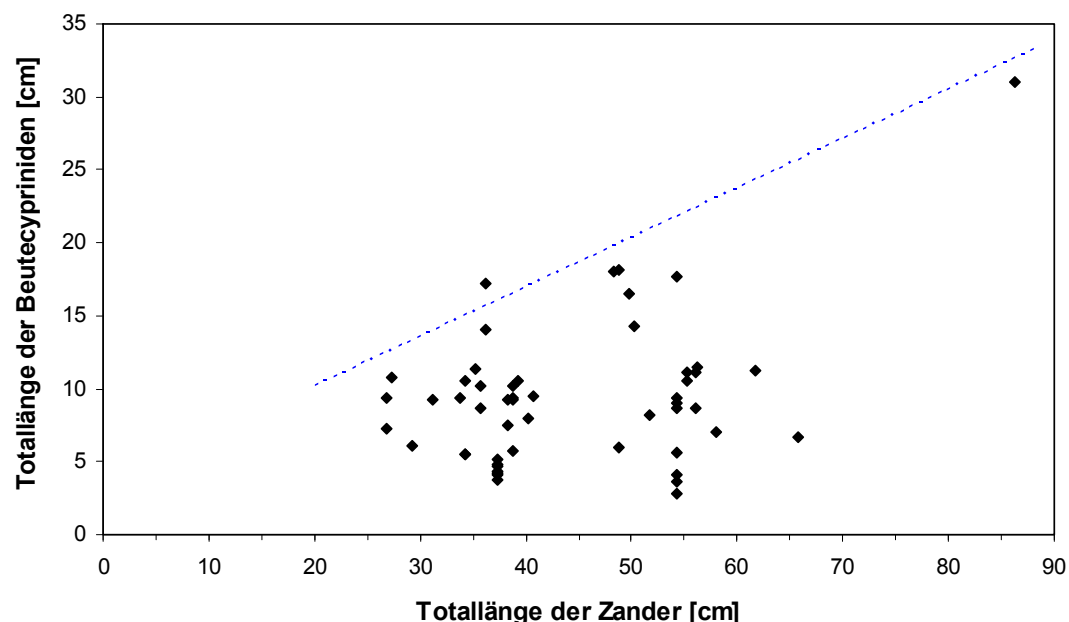


Abb. 68: Beziehung zwischen der Totallänge der Zander (n= 42) und der rekonstruierten Totallänge der von ihnen gefressenen Barsche (n=215). Durch die gestrichelte Gerade ($y=0,92+0,41x$) wird die aus der Maulspaltenbreite der Zander berechnete maximale Beutebarschlänge dargestellt. Zur Berechnung wurden die Totallänge-Maulspaltenbreite-Beziehung für Zander sowie die Körperhöhe-Totallänge-Beziehung für Barsche von DÖRNER et al. (2007) verwendet.

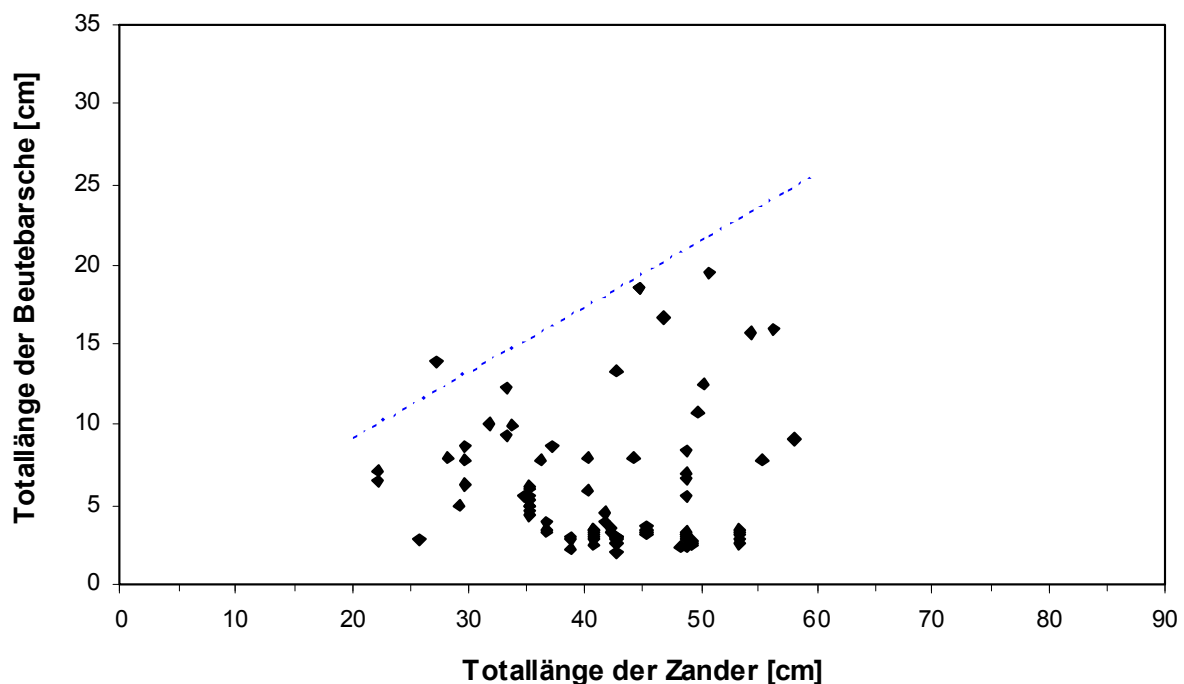


Abb. 69: Beziehung zwischen der Totallänge der Zander (n=35) und der rekonstruierten Totallänge der von ihnen gefressenen Cypriniden (n=92). Durch die gestrichelte Gerade ($y=3,35+0,34x$) wird die aus der Maulspaltenbreite der Zander berechnete maximale Beuteplötzenlänge dargestellt. Zur Berechnung wurden die Totallänge-Maulspaltenbreite-Beziehung für Zander sowie die Körperhöhe-Totallänge-Beziehung für Plötzen von DÖRNER et al. (2007) verwendet.

3.2.8.6 Habitatspezifische Begegnungswahrscheinlichkeit mit einem Räuber

Das Prädationsrisiko, dem ein einzelner Fisch in seinem Habitat ausgesetzt ist, wird bestimmt durch die Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens mit einem Räuber, die Präferenz des Räubers für genau diese Art und Größenklasse sowie die Fähigkeit des Räubers, die Beute in dem jeweiligen Habitattyp zu erlegen. Die Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens steigt mit dem numerischen Räuber : Beute-Verhältnis und sinkt mit der Habitatkomplexität. Zwischen vergleichbar strukturierten Habitaten innerhalb eines Sees sollte sich das Prädationsrisiko in einer ersten Näherung proportional zum Räuber : Beute-Verhältnis verhalten.

Habitatspezifische Begegnungswahrscheinlichkeit der Barsche und Cypriniden des Längenbereichs 4-10 cm mit einem Räuber

Die wesentlichen potenziellen Räuber dieser Größenklasse juveniler Fische waren im Senftenberger See Barsche > 15 cm, Hechte > 10 cm und Zander > 10 cm. In Abbildung 70 ist der

Einheitsfang dieser potenziellen Prädatoren der kleinsten hier untersuchten Barsch- und Cyprinidengruppe (Totallänge 4-10 cm) in den drei litoralen Habitattypen und im Epilimnion des *Pelagials* dargestellt.

Tagsüber waren die Einheitsfänge der Prädatoren regelmäßig im *Tiefen Litoral* am höchsten; lediglich im September wurden im *Flachen Litoral* noch höhere Fänge erzielt. Auch nachts lagen die Einheitsfänge der potenziellen Räuber im Mittel im *Tiefen Litoral* am höchsten, der Unterschied zum *Flachen Litoral* war aber weniger ausgeprägt als tagsüber (Abb. 70, Tab. 32).

Betrachtet man das numerische Verhältnis von piscivoren Fischen zu ihrer potenziellen Beute als Maß für das Prädationsrisiko der Beute, so bestand für die Barsche und Cypriniden mit Längen zwischen 4 cm und 10 cm sowohl tagsüber als auch nachts das höchste Prädationsrisiko im *Tiefen Litoral* und im *Pelagial Epilimnion*, während das niedrigste Prädationsrisiko im *Phytl* vorlag (Tab. 33). Dort trat von allen untersuchten Habitattypen tagsüber die höchste Abundanz an Güstern ≤ 10 cm, Plötzen ≤ 10 cm und Rotfedern ≤ 10 cm auf. Gleichzeitig war hier die Abundanz ihrer potenziellen Prädatoren, die sich im *Phytl* vorwiegend aus Barschen der Längensklasse 16-20 cm und Hechten zusammensetzten, am niedrigsten. Auf einen potenziellen Räuber kamen 23 Beutefische. Im *Phytl* lag obendrein eine hohe Habitatkomplexität vor, wodurch sich sowohl die Begegnungswahrscheinlichkeit zwischen Räuber und Beute als auch die Fähigkeit der Räuber, die Beute zu ergreifen, im Vergleich zu den strukturarmen Habitattypen weiter verringert.

Die Barsche ≤ 10 cm nutzten tagsüber zu gleichen Teilen das *Phytl* und das *Flache Litoral*, wobei sie in letzterem den überwiegenden Teil der juvenilen Fischgemeinschaft des Längenbereichs 4-10 cm stellten (Abb. 39). Im *Flachen Litoral* traten tagsüber als Prädatoren überwiegend Barsche > 15 cm auf, während Zander und Hechte nur vereinzelt nachgewiesen wurden. Die Abundanz der piscivoren Barsche und die Gesamtabundanz potenzieller Räuber waren im *Flachen Litoral* höher als im *Phytl*, während die Abundanz der Beutefische dort niedriger war.

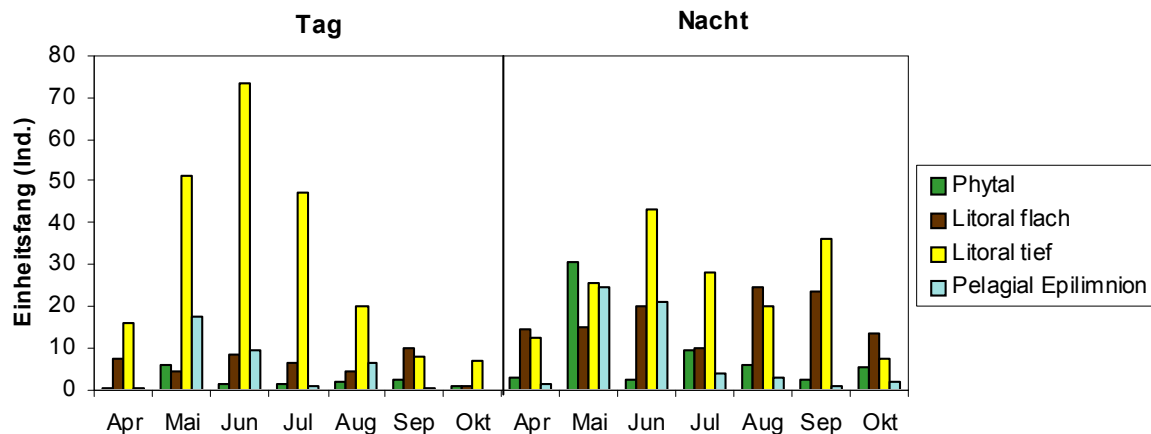


Abb. 70: Numerische Einheitsfänge der Hauptprädatoren (Barsche > 15 cm, Hechte > 10 cm und Zander > 10 cm) für juvenile Barsche und Cypriniden (Bleie, Güstern, Plötzen und Rotfedern) mit Längen zwischen 4 cm und 10 cm in verschiedenen Habitattypen im Senftenberger See 1998.

Tab. 32: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zur Überprüfung der habitatspezifischen Unterschiede zwischen den numerischen Einheitsfängen der Hauptprädatoren von juvenilen Barschen und Cypriniden des Längenbereichs 4-10 cm (** $p < 0,001$; ** $p < 0,01$; * $p < 0,05$; (*) $p < 0,1$; n.s.: nicht signifikant).

Barsche > 15 cm + Hechte > 10 cm + Zander > 10 cm		
	Tag	Nacht
<i>Tiefes Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	**	***
<i>Tiefes Litoral vs. Phytal</i>	**	*
<i>Tiefes Litoral vs. Flaches Litoral</i>	(*)	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	**
<i>Flaches Litoral vs. Phytal</i>	n.s.	n.s.

Tab. 33: Mittleres numerisches Räuber : Beute-Verhältnis in den verschiedenen epilimnischen Habitattypen des Senftenberger Sees 1998. Beute: juvenile Barsche und Cypriniden (Bleie, Güstern, Plötzen und Rotfedern) des Längenbereichs 4-10 cm, Räuber: Barsche > 15 cm, Hechte > 10 cm und Zander > 10 cm.

Räuber : Beute-Verhältnis		
	Tag	Nacht
<i>Phytal</i>	1 : 23	1 : 13
<i>Flaches Litoral</i>	1 : 3,9	1 : 4,0
Messstelle 4	1 : 9,8	1 : 6,7
Messstelle 6	1 : 0,4	1 : 0,8
Messstelle 9	1 : 4,7	1 : 5,7
<i>Tiefes Litoral</i>	1 : 0,2	1 : 0,5
<i>Pelagial Epilimnion</i>	1 : 0,04	1 : 1,0

Auf einen potenziellen Räuber entfielen vier Beutefische der Längenklasse 4-10 cm. Allerdings gab es erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Messstellen des *Flachen Litorals*: Während an den Messstellen 4 und 9 auf einen Räuber fast 10 bzw. 5 Beutefische entfielen, traf ein Räuber an Messstelle 6 lediglich auf 0,4 Beutefische (Abb. 41, Tab. 33).

Das *Tiefe Litoral* war tagsüber der bevorzugte Aufenthaltsort der piscivoren Barsche, während es von den potenziellen Beutefischen weitgehend gemieden wurde (Abb. 39). Deshalb entfielen im *Tiefen Litoral* auf einen potenziellen Räuber tagsüber nur 0,2 Beutefische. Im *Pelagial Epilimnion* waren die Abundanzen der Beutefische tagsüber ebenfalls sehr niedrig, wodurch auf einen potenziellen Räuber im Mittel nur 0,04 Beutefische entfielen.

Die abendliche Migration juveniler Cypriniden aus dem *Phytal* ins *Flache Litoral* führte zu einer Verringerung der Beuteabundanz im *Phytal*. Gleichzeitig wanderten piscivore Barsche aus dem *Tiefen Litoral* ins *Phytal* ein (vgl. Kap. 3.2.8.5), so dass eine deutliche Erhöhung des Räuber : Beute-Verhältnisses in den Nachtfängen resultierte (Tab. 33). Im *Flachen Litoral* wurde die abendliche Einwanderung juveniler Cypriniden durch die ebenfalls stattfindende Einwanderung piscivorer Barsche aus dem *Tiefen Litoral* sowie durch die erhöhten Zanderfänge kompensiert, so dass das numerische Verhältnis zwischen den juvenilen Fischen des Längenbereichs 4-10 cm und ihren Prädatoren im Mittel konstant blieb. Als Folge der Wanderung piscivorer Barsche ins *Flache Litoral* und ins *Phytal* verringerte sich das Räuber : Beute-Verhältnis im *Tiefen Litoral*. Im *Pelagial Epilimnion* verringerte sich durch die Einwanderung juveniler Plötzen, Güstern und Barsche das Räuber : Beute-Verhältnis gegenüber den Tagfängen, war aber noch immer viermal so hoch wie im *Flachen Litoral*.

Habitatspezifische Begegnungswahrscheinlichkeit der Barsche und Cypriniden des Längenbereichs 11-15 cm mit einem Räuber

Barsche und Cypriniden des Längenbereichs 11-15 cm waren im Senftenberger See prinzipiell denselben Prädatoren ausgesetzt wie ihre kleineren Artgenossen, jedoch erhöhte sich aufgrund der Maulspaltenlimitierung die Mindestgröße der Räuber. Die relevanten Prädatoren von Barschen und Cypriniden des Längenbereichs 11-15 cm waren Barsche > 20 cm, Zander > 25 cm und Hechte > 25 cm.

In Abbildung 71 ist der Einheitsfang dieser Prädatoren in den drei litoralen Habitattypen und im Epilimnion des *Pelagials* dargestellt. Die Verteilung der potenziellen Prädatoren der Barsche und Cypriniden des Längenbereichs 11-15 cm unterscheidet sich kaum von der Vertei-

lung der Prädatoren der kleineren Beutefischgruppe (Abb. 70). Tagsüber waren die Einheitsfänge der Prädatoren mit Ausnahme des Septembers im *Tiefen Litoral* am höchsten. Auch nachts lagen die Einheitsfänge der potenziellen Räuber im Mittel im *Tiefen Litoral* am höchsten. Durch die abendliche Einwanderung eines Teils der großen Barsche aus dem *Tiefen Litoral* in die anderen Habitattypen näherten sich die Einheitsfänge im *Tiefen Litoral* und im *Flachen Litoral* in den Nachtfängen jedoch so weit an, dass der Unterschied zwischen diesen beiden Habitattypen statistisch nicht signifikant war (Abb. 70, Tab. 34).

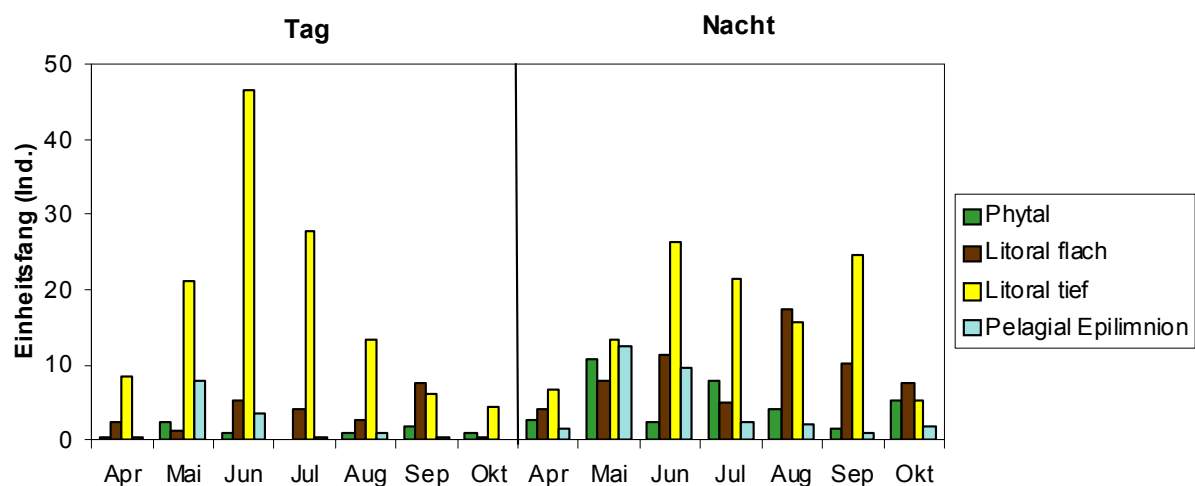


Abb. 71: Numerische Einheitsfänge der Hauptprädatoren (Barsche > 20 cm, Hechte > 25 cm und Zander > 25 cm) für juvenile Barsche und Cypriniden (Bleie, Güstern, Plötzen und Rottfedern) mit Längen zwischen 11 cm und 15 cm in verschiedenen Habitattypen im Senftenberger See 1998.

Tab. 34: Ergebnisse der multiplen Vergleiche nach DUNN zur Überprüfung der habitatspezifischen Unterschiede zwischen den numerischen Einheitsfängen der Hauptprädatoren von juvenilen Barschen und Cypriniden des Längenbereichs 11-15 cm (***p < 0,001; **p < 0,01; *p < 0,05; (*)p < 0,1; n.s.: nicht signifikant).

Barsche > 20 cm + Hechte > 25 cm + Zander > 25 cm		
	Tag	Nacht
<i>Tiefes Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	***	**
<i>Tiefes Litoral vs. Phytal</i>	**	***
<i>Tiefes Litoral vs. Flaches Litoral</i>	*	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Pelagial Epilimnion</i>	n.s.	n.s.
<i>Flaches Litoral vs. Phytal</i>	n.s.	**

4 Diskussion

4.1 Säuretoleranz der Fische unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Tagebauseen

Die Verteilungsmuster innerhalb des pH-Gradienten im Senftenberger See zeigen, dass Barsche, Hechte und Rotfedern unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Braunkohletagebauseen eine höhere Säuretoleranz aufweisen als Plötzen und Güstern. Darauf deutet sowohl der mit sinkendem pH-Wert steigende Anteil der Barsche, Hechte und Rotfedern in den Fängen, als auch die Regelmäßigkeit der Fänge dieser Fischarten in versauerten Seebereichen hin. Die im Senftenberger See beobachtete hohe Säuretoleranz der Hechte, Barsche und Rotfedern sowie die geringere Säuretoleranz der Plötzen und Güstern steht in Übereinstimmung mit Freiland- und Laborbefunden aus versauerten ionenarmen Gewässern (MILBRINK & JOHANSSON 1975, LEUVEN & OYEN 1987, LEUVEN et al. 1987, VUORINEN et al. 1993, 1994, RAITANIEMI 1999, HEIBO & VØLLESTAD 2002).

In versauerten Braunkohletagebauseen Deutschlands treten pH-Werte zwischen 4,0 und 5,5 nur äußerst selten auf, wie die Übersicht von NIXDORF et al. (2001) zeigt. Üblicherweise sind das Eisen- und das Hydrogencarbonat-Puffersystem stärker ausgeprägt als das Aluminium-Puffersystem, so dass die pH-Werte der Seen vorrangig im Bereich der beiden erstgenannten Puffersysteme bei pH 2-4 oder pH 6-8 stabilisiert werden. Aluminiumgepufferte pH-Werte treten nur vorübergehend im Zuge der Fremdwasserflutung oder bei episodischen pH-Absenkungen auf. Zu letzteren kann es jedoch relativ leicht kommen, da die neutralen Seen häufig nur über ein geringes Säurebindungsvermögen verfügen (LEBMAN & NIXDORF 1997).

Eine Gelegenheit, die Auswirkung von pH-Werten im aluminiumgepufferten Bereich auf die Fischgemeinschaft unter Freilandbedingungen zu studieren, bot die episodische Versauerung der ansonsten pH-neutralen Bereiche des Senftenberger Sees auf pH-Werte zwischen 4,5 und 5,1, die im Winter 1994/1995 und im Frühjahr 1995 auftrat. Während der pH-Absenkung ist durch den Berufsfischer, der den See nahezu täglich befuhr, kein Fischsterben beobachtet worden. Auch führte die Absenkung des pH-Wertes nicht zum Verschwinden einer von ihm vorher im Senftenberger See gefangenen Art (G. Sell, pers. Mitt.). Die Fische, die im Rahmen der vorliegenden Untersuchung ab 1996 im Senftenberger See gefangen wurden, waren von der pH-Absenkung 1994/1995 als juvenile oder adulte Fische betroffen, sofern sie 1996 der

Altersklasse 2+ oder älter angehörten und in so großen Stückzahlen nachgewiesen wurden, dass es sich bei ihnen vermutlich nicht um später aus der Schwarzen Elster eingewanderte Neubesiedler handelte. Diese beiden Bedingungen wurden für Fische der elf Fischarten Aal, Barsch, Blei, Güster, Hecht, Kaulbarsch, Maräne, Plötze, Rotfeder, Wels und Zander erfüllt. Somit ist davon auszugehen, dass der überwiegende Anteil der zur Zeit der pH-Absenkung im Senftenberger See befindlichen juvenilen und adulten Fische diese überlebt hat. Unter den Arten, welche die episodische Absenkung des pH-Wertes auf pH 4,5-5,1 toleriert haben, waren auch Güstern und Plötzen. Diese beiden Arten zeigten im pH-Gradienten eine besonders ausgeprägte Vermeidung der sauren Bereiche und haben sich in regenversauerten Seen als besonders säureempfindlich erwiesen (LEUVEN et al. 1987, VUORINEN et al. 1993).

Die episodische Versauerung des Senftenberger Sees erfolgte während der Reproduktionsphase der Maränen, Hechte und Barsche. Die Embryonal- und Larvalstadien sind die empfindlichsten Lebensabschnitte in der Ontogenese von Fischen (PETERSON et al. 1982, SAYER et al. 1993). Die Analyse der Altersklassenzusammensetzung in den Jahren 1996 und 1997 ergab, dass die Maränen während der Versauerung im Gegensatz zu den Barschen und Hechten keinen Reproduktionserfolg hatten. Die pH-Absenkung im Senftenberger See bestätigt somit, dass eine erfolgreiche Reproduktion von Barschen und Hechten im aluminiumgepufferten pH-Bereich möglich ist, während die Maränen für eine erfolgreiche Reproduktion offenbar höhere pH-Werte benötigen. Auch in Laborversuchen zeigten die jüngsten Altersstadien der Hechte unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Braunkohletagebauseen eine höhere Säuretoleranz als die jüngsten Altersstadien der Maräne (DUIS & OBEREMM 2000a, 2000b). Die Toxizität niedriger pH-Werte für frühe Altersstadien der Maräne stieg dabei durch die Erhöhung der Aluminiumkonzentration von 0,1-0,2 mg/L auf 2,1-2,4 mg/L stark an, während eine Erhöhung der Calciumkonzentration von 111-117 mg/L auf 233-256 mg/L keinerlei Effekte bewirkte (DUIS & OBEREMM 2001). Dies deutet darauf hin, dass die Aluminiumkonzentration unter den Hartwasserbedingungen der Lausitzer Tagebauseen der Schlüsselfaktor für das Überleben von Fischembryonen und -larven bei niedrigen pH-Werten ist.

Im Senftenberger See lag die Aluminiumkonzentration bei 0,01-0,6 mg/L, wobei sie in den sauren Bereichen (pH 3,0-3,8) höher war als in den pH-neutralen Bereichen (pH 6,0-7,8). Es ist also davon auszugehen, dass die Aluminiumkonzentration während der episodischen Versauerung des Senftenberger Sees 1994/1995 höchstens 0,6 mg/L betrug.

In Übereinstimmung mit den Beobachtungen im Senftenberger See konnten sich Maränen im Laborversuch unter den hydrochemischen Bedingungen der versauerten Braunkohletagebau-seen bei $\text{pH} \leq 5,5$ nicht erfolgreich reproduzieren (DUIS & OBEREMM 2000b). Bei $\text{pH} 5,5$ war die Aluminiumkonzentration von $0,16 \text{ mg/L}$ in den Laborversuchen mit der Konzentration im Senftenberger See vergleichbar. Die Embryonal- und frühe Larvalentwicklung verlief zwar normal, letztendlich überlebte jedoch keine der geschlüpften Larven. Die Mortalität wurde durch verminderte Nahrungsaufnahme und möglicherweise durch Kiemenschädigungen verursacht (DUIS & OBEREMM 2000b).

Frühe Altersstadien der Hechte überlebten dagegen im Laborversuch bereits ab $\text{pH} 5,5$ (DUIS & OBEREMM 2000a), wobei die Aluminiumkonzentration bei $\text{pH} 5,5$ mit $0,11 \text{ mg/L}$ in derselben Größenordnung wie im Senftenberger See lag. Da die Versuchsmedien von DUIS & OBEREMM (2000a) durch Mischung von saurem, aluminiumreichem mit neutralem, aluminiumarmem Wasser auf den gewünschten pH -Wert eingestellt wurden, nahm die Aluminiumkonzentration mit sinkendem pH -Wert zu. Bei $\text{pH} 5,0$ betrug sie bereits $1,3 \text{ mg/L}$, bei $\text{pH} 4,5$ $1,9 \text{ mg/L}$. Damit war sie bei $\text{pH} \leq 5,0$ in den Laborversuchen deutlich höher als im Senftenberger See. Der Reproduktionserfolg der Hechte im Senftenberger See 1995 bei pH -Werten zwischen $4,5$ und $5,1$ lässt sich wahrscheinlich dadurch erklären, dass die Aluminiumkonzentration im See mit höchstens $0,6 \text{ mg/L}$ deutlich niedriger als in den Versuchen von DUIS & OBEREMM (2000a) lag.

Ein weiterer Hartwassersee, in dem pH -Werte im aluminiumgepufferten Bereich auftreten, ist der Erika-See. Die hier durchgeführte Fischbestandserfassung zeigte, dass die Rotfedern in dem versauerten Bereich ($\text{pH} 4,8\text{-}5,0$) eine höhere Abundanz als in den pH -neutralen Seebereichen hatten. Plötzen, Barsche und Bleie wiesen hingegen in den pH -neutralen Seebereichen höhere Abundanzen als im versauerten Bereich auf. In Bezug auf die Säuretoleranz zeigt die hohe Abundanz der Rotfedern bei $\text{pH} 4,8\text{-}5,0$, dass ältere juvenile und adulte Rotfedern vermutlich in der Lage sind, diese pH -Werte auch längerfristig zu tolerieren.

Im Gegensatz zu den Messstellen entlang des pH -Gradienten im Senftenberger See unterschieden sich die Messstellen im Erika-See jedoch nicht nur in ihrem pH -Wert, sondern auch in anderen Eigenschaften wie beispielsweise der Wassertiefe. Die hohe Wassertiefe im versauerten Bereich führte zur Ausbildung einer thermischen Schichtung, wobei das Hypolimnion im Untersuchungszeitraum anoxisch war. Folglich war in dem versauerten Areal benthische Nahrung für die Fische nur in einem schmalen Litoralbereich verfügbar. Die Meidung des versauerten Bereiches durch die Plötzen, Barsche und Bleie kann deshalb nicht mit Si-

cherheit dem niedrigen pH-Wert zugeschrieben werden. Ebenso wenig kann die Bevorzugung der sauren Bereiche durch die Rotfedern mit einer Präferenz für diese pH-Werte begründet werden. Ich vermute, dass die Rotfedern den versauerten Seebereich aufsuchten, weil hier im Vergleich zu den pH-neutralen Seebereichen eine verringerte interspezifische Nahrungskonkurrenz und/oder ein geringeres Prädationsrisiko durch piscivore Barsche bestand. Letztere erreichten in den pH-neutralen Seebereichen Längen bis 43 cm, so dass sie ein Prädationsrisiko für alle im versauerten Bereich nachgewiesenen Rotfedern (Totallänge 9-20 cm) darstellten.

Im Gräbendorfer See, einem im Zeitraum 1996-2007 gefluteten ehemaligen Braunkohletagebau in der Lausitz, stellten sich während der Flutung in den Jahren 2001 bis 2003 pH-Werte zwischen 4,2 und 4,8 ein - mit einer dreimonatigen Unterbrechung (April-Juli 2002), in der höhere pH-Werte bis 5,7 auftraten. Die Konzentration an gelöstem Aluminium betrug 0,2-0,7 mg/L. In diesem Zeitraum überlebten mit dem Flutungswasser eingetragene Barsche und Kaulbarsche, während es den ebenfalls mit dem Flutungswasser eingetragenen Bleien, Gründlingen, Güstern, Haseln, Karpfen, Plötzen und Stichlingen nicht gelang, sich zu etablieren (RÜMMLER et al. 2003b, 2004). Die Barsche und Kaulbarsche wiesen äußere Schädigungen in Form von Augentrübungen und Flossennekrosen auf. Bei den Fischbestandserfassungen wurden 2002 und 2003 auch Barsche der Altersklassen 0+ und 1+ nachgewiesen. Ihre relativ hohe Anzahl in den Fängen und das Fehlen dieser Altersklassen im Jahr 2001 deuten darauf hin, dass sie nicht mit dem Flutungswasser eingetragene wurden, sondern vermutlich das Resultat einer erfolgreichen Reproduktion im Gräbendorfer See waren (RÜMMLER et al. 2003b, 2004). Diese Untersuchung liefert somit einen weiteren Beleg für die hohe Säuretoleranz der Barsche und vermutlich auch der Kaulbarsche und deutet darauf hin, dass in den versauerten Braunkohletagebauseen eine erfolgreiche Reproduktion der Barsche bei $\text{pH} \geq 4,2\text{-}4,8$ möglich ist.

Die kontinuierlich zunehmende Versauerung der Messstelle 7 im Senftenberger See im Sommerhalbjahr 1998 verursachte weder eine Veränderung der Artenzusammensetzung noch eine Abnahme der Einheitsfänge. Beides deutet darauf hin, dass zumindest bis September bzw. bis zu einem pH-Wert von 4,8 keine gezielte Abwanderung aus diesem Bereich stattfand. Aufgrund der als Folge der fortschreitenden Wasserspiegelabsenkung immer flacher werdenden Verbindung zum Rest des Sees ist es jedoch nicht unwahrscheinlich, dass der Fluchtweg von den Fischen im Spätsommer und Herbst nicht mehr entdeckt oder aufgrund der geringen Wassertiefe gemieden wurde. Die Tiefe der Verbindung zwischen der Inselbucht und dem pH-

neutralen Hauptteil des Sees sank von 70 cm bei der Befischung im August über 40 cm im September bis auf 20 cm im Oktober ab. Bei pH 3,5 starben im Oktober alle Individuen der zu diesem Zeitpunkt noch in der Bucht befindlichen acht Fischarten. Unter diesen befanden sich auch die säuretoleranten Arten Barsch, Hecht und Rotfeder. Am Vorabend beim Ausbringen der Netze wurden hingegen weder verendende noch tote Fische beobachtet. Aus dem massiven und synchronen Fischsterben 16 Stunden später lässt sich ableiten, dass die Absenkung des pH-Wertes auf pH 3,5 erst kurz vor dem Ausbringen der Netze stattgefunden hatte. Es zeigt, dass ein pH-Wert $\leq 3,5$ unter den hydrochemischen Bedingungen versauerter Braunkohletagebauseen von keiner dieser Fischarten länger als einige Stunden toleriert werden kann. Schon ALABASTER & LLOYD (1980) schlussfolgerten, dass es unwahrscheinlich ist, dass Fische pH-Werte zwischen pH 3,0 und 3,5 für länger als ein paar Stunden überleben können. Obwohl es nach heutigem Kenntnisstand mit dem amerikanischen Hundsfiſch (*Umbra pygmaea*) zumindest eine Ausnahme von dieser Aussage gibt (DEDEREN et al. 1986), hat das spontan bei pH 3,5 einsetzende Fischsterben in der Bucht des Senftenberger Sees diese letale Untergrenze auch für versauerte Braunkohletagebauseen bestätigt.

Innerhalb des im Senftenberger See auftretenden pH-Gradienten wurden bei pH 3,2-3,5 und somit unterhalb der letalen pH-Untergrenze von 3,5 in geringen Abundanzen Barsche, Hechte und Rotfedern sowie eine Plötze nachgewiesen. Es ist davon auszugehen, dass sich diese Fische in den stark sauren Bereichen nicht standorttreu aufhielten, sondern nur kurzfristig eingewandert waren. Hierfür sprechen die nur sehr unregelmäßigen Nachweise in den stark sauren Bereichen. Als Ursache kommt sowohl eine kurzzeitige gezielte Einwanderung zur Nahrungssuche als auch die versehentliche Einwanderung bei dem Versuch, die sauren Bereiche zu meiden, in Betracht. Obwohl die Vermeidungsreaktion von Fischen in vielen Arbeiten untersucht worden ist, ist noch immer unklar, ob Fische in der Lage sind, sich in physikochemischen Gradienten wie Temperatur-, Sauerstoff- oder pH-Gradienten zu orientieren. Möglicherweise verursachen suboptimale Habitatbedingungen bei Fischen lediglich eine verstärkte ungerichtete Schwimmaktivität, die wieder reduziert wird, sobald ein Habitat mit optimaleren Bedingungen erreicht wird (MATTHEWS 1998). Ein derartiges ungerichtetes Schwimmverhalten zur Vermeidung der stark sauren Bereiche könnte den Aufenthalt der Fische in pH-Bereichen, in denen sie nur kurzfristig überleben können, erklären.

Vergleicht man die in den geogen versauerten Lausitzer Tagebauseen gefundenen pH-Untergrenzen für das Auftreten und die Reproduktion der einzelnen Fischarten mit den publizierten pH-Grenzen in regensauren Gewässern, so zeigt sich eine relativ starke Übereinstimmung:

Hechte reproduzierten im Senftenberger See während der episodischen Versauerung 1995 bei pH 4,5-5,1 und einer Aluminiumkonzentration $\leq 0,6$ mg/L. In den versauerten Weichwasserseen Skandinaviens, der Niederlande und Nordamerikas liegt die Untergrenze für eine erfolgreiche Reproduktion mit Werten zwischen pH 4,5 und 5,0 im selben Bereich (BEAMISH et al. 1975, MILBRINK & JOHANSSON 1975, MAGNUSON et al. 1984, LEUVEN & OYEN 1987, RASK & TUUNAINEN 1990, VUORINEN et al. 1994, HEIBO & VØLLESTAD 2002). Die von RAITANIEMI (1999) in südfinnischen Seen beobachtete starke Abnahme des Auftretens von Hechten bei pH $< 5,0$ deutet aber darauf hin, dass bei pH $< 5,0$ keine regelmäßige Reproduktion stattfindet. Für eine erfolgreiche Reproduktion bei pH $< 4,5$ liegen noch keine Freilandbeobachtungen vor.

In Laborversuchen unter Weichwasserbedingungen wurde eine erfolgreiche Ei- und frühe Larvalentwicklung bereits bei pH 4,0 beobachtet (VUORINEN et al. 1993, KEINÄNEN et al. 2004). Diese Laborversuche deckten jedoch nicht die empfindlichsten Stadien des Lebenszyklus ab. Die Exposition endete bereits mit dem Übergang zum freien Schwimmen und damit vor dem Übergang zur exogenen Nahrungsaufnahme. Mit dem Übergang zum freien Schwimmen sind jedoch noch nicht alle kritischen Phasen, die für das Überleben der jüngsten Lebensstadien entscheidend sind, überwunden. In den Versuchen von DUIS & OBEREMM (2000a, 2000b) hat sich der anschließende Übergang zur exogenen Nahrungsaufnahme als weiterer, deutlich kritischerer Zeitpunkt erwiesen. Auch Larven, die normale Schwimmaktivität zeigten, verhungerten letztendlich. Darüber hinaus starteten die Versuche von KEINÄNEN et al. (2004) erst 12 Stunden nach der Befruchtung, die Versuche von VUORINEN et al. (1993) sogar erst nach Beendigung des Schlupfvorgangs. Die erste Phase der Eientwicklung bzw. die vollständige Eientwicklung fand ebenso wie die Gonadenreifung der Elterntiere unter pH-neutralen Bedingungen statt. Sowohl die Gonadenentwicklung als auch das Ablaichen können in versauerten Gewässern aber bereits so beeinträchtigt sein, dass sie eine erfolgreiche Reproduktion verhindern (z. B. BEAMISH et al. 1975, MCCORMICK et al. 1989, KITAMURA & IKUTA 2000, VUORINEN et al. 2003). Auch der Besamungsvorgang ist eine kritische Phase. Die Befruchtungswahrscheinlichkeit steigt mit dem Anteil der motilen Spermien und deren Motilitätsdauer. Messungen der Motilitätsdauer von Hechtspermien in Abhängigkeit vom pH-Wert ergaben, dass diese mit sinkendem pH-Wert abnimmt (DUPLINSKY 1982). Bei pH 5,4 war die Aktivitätsdauer der Spermien bereits um fast 60% reduziert, bei pH $\leq 4,5$ zeigten die Spermien keinerlei Motilität mehr. Folglich liegen die Untergrenzen für die erfolgreiche Reproduktion in ionenarmen Gewässern höher als die von VUORINEN et al. (1993) und KEINÄNEN et al. (2004) ermittelten unteren Extremwerte.

Barsche konnten im Senftenberger See während der episodischen Versauerung 1995 bei pH 4,5-5,1 und einer Aluminiumkonzentration $\leq 0,6$ mg/L erfolgreich reproduzieren. Im Gräbendorfer See erfolgte bei pH 4,2-4,8 und einer Aluminiumkonzentration von 0,2-0,7 mg/L vermutlich ebenfalls eine Reproduktion (RÜMMLER et al. 2003b, 2004). Im Olbasee überlebte bei pH-Werten von 3,5-4,1 und einer Aluminiumkonzentration von 0,02 mg/L eine Population adulter Flussbarsche für mindestens zwei Jahre. Aus der Abwesenheit juveniler Individuen ist jedoch zu schließen, dass eine erfolgreiche Reproduktion unter diesen Bedingungen nicht stattgefunden hatte. Damit stellt dieser pH-Bereich vermutlich die untere Grenze dar, ab der adulte und ältere juvenile Barsche längerfristig überleben können. Auffällig waren Augentrübungen bei der Hälfte der Barsche. Ihr guter Ernährungszustand ist jedoch ein Indiz dafür, dass die Augentrübung die Barsche nicht stark beeinträchtigte.

Für versauerte Weichwasserseen liegt die im Freiland beobachtete Untergrenze für das Überleben adulter Flussbarsche mit pH 4,2-4,4 etwas höher (RASK 1984b, LEUVEN & OYEN 1987, LAPPALAINEN et al. 1988). In dem huminstoffreichen südfinnischen Lake Karhujärvi überlebten ältere juvenile und adulte Flussbarsche mehrere Jahre bei pH 4,2-4,4, einer Calciumkonzentration von 2,5-3,0 mg/L und einer Aluminiumkonzentration von 0,15-0,30 mg/L. Eine erfolgreiche Reproduktion fand unter diesen Bedingungen jedoch nicht statt (RASK 1984b, 1989). Im regenversauerten finnischen See Pieni Lehmälampi reproduziert eine kleine, schnellwüchsige Barschpopulation regelmäßig erfolgreich bei pH 4,5, einer Calciumkonzentration von 1,3 mg/L und einer Aluminiumkonzentration von 0,2 mg/L (LAPPALAINEN et al. 1988, RASK 1989). Die relativ hohe Eisterblichkeit sowie der Reproduktionsmisserfolg in benachbarten Seen mit identischem pH-Wert, aber etwas höherer Aluminium- oder niedrigerer Calciumkonzentration zeigt, dass die Bedingungen in Pieni Lehmälampi sehr nahe an der pH-Untergrenze liegen, die eine Reproduktion gerade noch ermöglicht. In versauerten niederländischen Weichwasserseen wurde eine erfolgreiche Reproduktion von Barschen ab pH 4,6 beobachtet; in einem versauerten norwegischen Weichwassersee existiert eine erfolgreich reproduzierende Barschpopulation bei pH 4,5-4,9, einer Calciumkonzentration von 1,3 mg/L und einer Aluminiumkonzentration von 0,6 mg/L (LEUVEN & OYEN 1987, HEIBO & VØLLESTAD 2002). Damit liegt die pH-Untergrenze für die erfolgreiche Reproduktion in regenversauerten Weichwasserseen im selben Bereich wie in den versauerten Tagebauseen.

Der Gelbbarsch (*Perca flavescens*), die nordamerikanische Schwesterart des Flussbarsches, hat mit pH 4,2-4,5 in versauerten Weichwasserseen nahezu dieselbe pH-Untergrenze für das

Überleben adulter Individuen wie der Flussbarsch (MAGNUSON et al. 1984). Abweichend von dieser aus einer großen Anzahl von Beobachtungen abgeleiteten Untergrenze wurden adulte und ältere juvenile Gelbbarsche in ionenarmen Toteislöchern bei $\text{pH} \geq 3,8$ nachgewiesen, wobei die Abundanz der Gelbbarsche bei $\text{pH} < 4,3$ vermutlich als Folge gestörter Reproduktion abnahm (CAREY & MATHER 2009). Die pH-Untergrenzen in den Toteislöchern korrespondieren gut mit den in den Lausitzer Tagebauseen beobachteten Untergrenzen für die erfolgreiche Reproduktion bzw. für das Überleben adulter Flussbarsche.

Kaulbarsche überlebten im Gräbendorfer See bei $\text{pH} 4,2-4,8$, eine erfolgreiche Reproduktion fand jedoch nicht statt (RÜMMLER et al. 2003b, 2004). Weitere Informationen zur Säuretoleranz von Kaulbarschen liegen aus den Lausitzer Tagebauseen nicht vor.

Aus dem Anteil der Populationen, die während der Versauerung schwedischer Seen ausstarben (BERGQUIST 1991), lässt sich ableiten, dass der Kaulbarsch auch unter Weichwasserbedingungen eine hohe Säuretoleranz aufweist, die aber niedriger als die Säuretoleranz der Flussbarsche und Hechte ist. Auch in versauerten Weichwasserseen Finnlands zeigten die Kaulbarsche eine etwas geringere Säuretoleranz als Flussbarsche und Hechte, wobei die kritische Untergrenze für das Überleben älterer juveniler und adulter Individuen bei $\text{pH} 4,8$ lag (RASK & TUUNAINEN 1990). Basierend auf ihren Freilandbeobachtungen setzten RASK & TUUNAINEN (1990) die kritische Untergrenze für eine erfolgreiche Reproduktion bei ungefähr $\text{pH} 5,0$ an.

Rotfedern traten regelmäßig in Bereichen des Senftenberger Sees mit $\text{pH} \leq 4,5$ auf, wo sie einen Anteil von mehr als 20% an den numerischen Einheitsfängen stellten. Im Erika-See zeigten sie gegenüber pH-Werten von $4,8-5,0$ keinerlei Vermeidungsverhalten, sondern hatten in diesem pH-Bereich sogar höhere Abundanzen als im pH-neutralen Bereich. Beides deutet auf eine hohe Säuretoleranz hin. Aus Weichwasserseen liegen nur wenige Informationen zur Säuretoleranz der Rotfedern vor. In niederländischen Weichwasserseen lag der niedrigste pH-Wert, bei dem Rotfedern auftraten, bei $\text{pH} 4,4$ (LEUVEN & OYEN 1987). Damit zählten sie in den Niederlanden ebenfalls zu den säuretolerantesten Fischarten. Eine erfolgreiche Reproduktion wurde jedoch erst ab $\text{pH} 5,8$ beobachtet.

Bleie sind vor allem in trüben, nährstoffreichen Flachseen konkurrenzstark (LAMMENS 1989, PERROW et al. 1999, MEHNER et al. 2004b, GARCIA et al. 2006). Die geogen versauerten Braunkohletagebauseen sind generell nährstoffarm und zumeist geschichtet. Deshalb treten Bleie hier nur als Begleitfischart auf. Aufgrund ihrer Präferenz für strukturarme Benthalthbereiche (siehe Kap. 3.2.8.5) wurden in den durch die Zwiebelbinse *Juncus bulbosus*

strukturierten sauren Bereichen des Senftenberger Sees nur wenige Individuen nachgewiesen. Aus dem Gräbendorfer See liegt die Information vor, dass es den mit dem Flutungswasser eingetragenen Bleien nicht gelang, bei pH 4,2-4,8 langfristig zu überleben (RÜMMLER et al. 2003b, 2004). Hierbei kommen als Ursache für die nicht erfolgreiche Etablierung der Bleie, die über ein Rohrsystem in den noch im Flutungsprozess befindlichen See eingetragen wurden, mehrere Möglichkeiten in Betracht. Neben einer geringen Säuretoleranz könnten auch unzureichende Ernährungsbedingungen in dem frisch gefluteten See oder eine mechanische Schädigung der Bleie durch die Rohrpassage ursächlich für das Verschwinden dieser Art sein. In Weichwasserseen erwiesen sich adulte Bleie als ebenso säuretolerant wie Rotfedern und Flussbarsche (LEUVEN & OYEN 1987). Der geringe Anteil an Bleipopulationen, die während der Versauerung schwedischer Seen ausstarben (BERGQUIST 1991), belegt auch für die Reproduktion eine hohe und mit dem Kaulbarsch vergleichbare Säuretoleranz. Aus den Lausitzer Tagebauseen liegen jedoch bislang keine Beobachtungen vor, die diese hohe Säuretoleranz auch unter Hartwasserbedingungen bestätigen.

Maränen wiesen nur eine mittlere Säuretoleranz auf. Die juvenilen und adulten Maränen tolerierten zwar die temporäre Absenkung des pH-Wertes auf pH 4,5-5,1 im Senftenberger See in den Jahren 1994/1995, sie konnten dabei jedoch nicht erfolgreich reproduzieren. Diese Beobachtung steht in Übereinstimmung mit den Ergebnissen der Laborversuche von DUIS & OBEREMM (2000b), in denen frühe Altersstadien der Maräne unter Hartwasserbedingungen bei pH 5,5 auch bei einer relativ niedrigen Aluminiumkonzentration von 0,13 mg/L nicht überlebten.

Aus den skandinavischen Weichwasserseen liegen nur wenige Informationen über die Säuretoleranz der Kleinen Maräne vor, obwohl sie die wirtschaftlich bedeutendste Art der kommerziellen Binnenfischerei Finnlands ist (VUORINEN et al. 2003). Die Ursache hierfür liegt vermutlich in der Tatsache, dass sie als kaltstenotherme Fischart ein Bewohner der größeren, geschichteten Seen ist, die nicht so stark von der Versauerung betroffen sind wie kleine Seen (BERGQUIST 1991, TAMMI et al. 2003). Nach den vorliegenden Erkenntnissen aus Weichwasserseen besitzen Kleine Maränen eine mittlere Säuretoleranz, die niedriger als bei Blei, Kaulbarsch, Hecht und Flussbarsch, aber deutlich höher als bei der Plötze liegt (BERGQUIST 1991). In einem fünfmonatigen Experiment mit adulten Maränen führte pH 5,25 bei einer Aluminiumkonzentration von 0,2 mg/L zu einer erhöhten Mortalität, während derselbe pH-Wert bei einer Aluminiumkonzentration von 0,01 mg/L ohne erhöhte Mortalität toleriert wurde (VUORINEN et al. 2003). In einem südschwedischen See fand nach einer Absenkung des

pH-Wertes auf pH 4,5-5,2 keine erfolgreiche Reproduktion der Kleinen Maräne mehr statt (DEGERMAN et al. 1992). Untersuchungen zur Motilität von Spermien der Kleinen Maräne in Abhängigkeit vom pH-Wert zeigten, dass der Anteil der motilen Spermien von ca. 33% bei pH 6,5 auf ca. 1% bei pH 6,0 zurückgeht. Bei pH 5,5 waren alle Spermien inaktiv (DIETRICH et al. 2009).

Die Säuretoleranz der Kleinen Maräne ist nach VUORINEN et al. (2003) weitgehend identisch mit der Säuretoleranz der Großen Maräne (*Coregonus spp.*). Die Untersuchungen und Beobachtungen zur Säuretoleranz der Großen Maräne unterstreichen die mittlere Säuretoleranz der Maränen. In Versuchen zur Säuretoleranz von Eleutheroembryonen lag die kritische pH-Untergrenze bei Großen Maränen um ungefähr 0,5 pH-Einheiten höher als bei Hechten und um ungefähr 0,5 pH-Einheiten niedriger als bei Plötzen (VUORINEN et al. 1993). Große Maränen, die einsömmrig in versauerte finnische Seen eingesetzt wurden, überlebten mehrere Jahre bei pH 4,3-4,8 und einer mittleren Aluminiumkonzentration von 0,16 mg/L (Spannweite 0,01-0,27 mg/L), litten jedoch unter Säurestress (RASK et al. 1992).

Für die fischereiliche Bewirtschaftung der Braunkohletagebauseen ist neben der Maräne noch der **Zander** von hoher Bedeutung, da er wie die Maräne weder auf die Entwicklung eines strukturreichen Litorals noch auf Zoobenthos als Nahrung angewiesen ist (siehe Kap. 3.2.8.5), so dass er bereits relativ bald nach der Flutung der Braunkohletagebauseen gute Lebensbedingungen finden kann. Wie die Nahrungsuntersuchungen im Senftenberger See zeigten, kann ein etablierter Maränenbestand die Hauptnahrung der adulten Zander stellen. Zur Säuretoleranz von Zandern wurden in den versauerten Tagebauseen bislang keine Erkenntnisse gewonnen, da Zander von den untersuchten versauerten Seen lediglich im Senftenberger See auftraten. Hier sind die sauren Bereiche aber auf das stark durch die Zwiebelbinse *Juncus bulbosus* strukturierte Litoral und damit auf einen Habitattyp, den Zander meiden, beschränkt.

Unter Weichwasserbedingungen waren Eleutheroembryonen des Zanders empfindlicher gegenüber niedrigen pH-Werten als Eleutheroembryonen der Großen Maräne, aber toleranter als Eleutheroembryonen der Plötze (VUORINEN et al. 1993). In versauerten Weichwasserseen zeigt *Sander vitreus*, die nordamerikanische Schwesterart des Zanders, ebenfalls eine mittlere Säuretoleranz. Ein Überleben adulter Individuen ist ungefähr ab pH 5,0 möglich, eine erfolgreiche Reproduktion ab pH 5,2-5,8 (BEAMISH et al. 1975, MAGNUSON et al. 1984, HOLTZE & HUTCHINSON 1989). Aufgrund der bereits für eine Reihe anderer Fischarten ermittelten hohen Ähnlichkeit zwischen den kritischen unteren pH-Werten in versauerten Weichwasserseen und denen in Lausitzer Tagebauseen ist auch unter den hydrochemischen

Bedingungen der Lausitzer Tagebauseen von einer mittleren Säuretoleranz des Zanders auszugehen.

Plötzen und **Güster** mieden die sauren Bereiche des pH-Gradienten im Senftenberger See und konnten sich im Gräbendorfer See bei pH 4,2-4,8 nicht etablieren (RÜMMLER et al. 2003b). Auch in versauerten Weichwasserseen sind Plötzen sehr säureempfindlich (VUORINEN et al. 1994, RASK et al. 1995). In niederländischen und finnischen Seen wurden Plötzen erst bei $\text{pH} \geq 5,1$ nachgewiesen (LEUVEN & OYEN 1987, RASK & TUUNAINEN 1990). Die Grenze für eine erfolgreiche Reproduktion liegt in Weichwasserseen bei pH 5,5-6,0 (MILBRINK & JOHANSSON 1975, LEUVEN & OYEN 1987, BERGQUIST 1991, KEINÄNEN et al. 2004). Über die Säuretoleranz von Güstern gibt es nur wenige publizierte Erkenntnisse. In niederländischen Seen wurden Güstern ausschließlich bei $\text{pH} \geq 6,1$ nachgewiesen, eine erfolgreiche Reproduktion wurde erst ab pH 6,5 beobachtet (LEUVEN & OYEN 1987).

Insgesamt stimmten sowohl die Abfolge der Säuretoleranz der betrachteten Arten als auch die Lage der unteren kritischen pH-Grenze in den geogen versauerten Tagebauseen der Lausitz weitgehend mit den Verhältnissen in atmosphärisch versauerten Weichwasserseen überein. Die höchste Säuretoleranz zeigten Barsche und Hechte. Kaulbarsche überlebten wie die Flussbarsche bei pH 4,2-4,8 im Gräbendorfer See, reproduzierten aber im Gegensatz zu letzteren nicht erfolgreich (RÜMMLER et al. 2003b, 2004). Dies deutet darauf hin, dass sie etwas weniger säuretolerant sind als Barsche und Hechte. Die hohe Abundanz der Rotfedern in den versauerten Bereichen des Senftenberger Sees und des Erika-Sees weist diese Art als ausgesprochen säuretolerant aus. In Verbindung mit den Beobachtungen in niederländischen Seen (LEUVEN & OYEN 1997) lässt sich ableiten, dass die Rotfeder eine der säuretolerantesten einheimischen Cyprinidenarten ist, wobei sich diese Erkenntnisse bislang nur auf ältere juvenile und adulte Rotfedern beschränken. Eine Einordnung in Relation zu Barschen, Hechten und Kaulbarschen ist jedoch anhand der Untersuchungsergebnisse nicht möglich. Maränen, Plötzen und Güstern haben in den Tagebauseen in Übereinstimmung mit den Erkenntnissen aus Weichwasserseen eine geringere Säuretoleranz als die vorgenannten vier Fischarten.

In atmosphärisch versauerten Gewässern wird die Toxizität für Fische im Wesentlichen durch drei Faktoren bestimmt: den pH-Wert, die Aluminiumkonzentration und die Calciumkonzentration (ROSSELAND & STAURNES 1994, VUORINEN et al. 1994). Dabei erhöht eine niedrige Calciumkonzentration den Säurestress der Fische, während eine hohe Calciumkonzentration ihn vermindert (BROWN 1982, RASK 1984a, DEDEREN et al. 1986).

Die Calciumkonzentration in versauerten Weichwasserseen und -flüssen Englands, Skandiniens und Nordamerikas beträgt 0,04-4,0 mg/L mit einem Median von ca. 0,8 mg/L (SAYER et al. 1993). Die Calciumkonzentration in den geogen versauerten Lausitzer Tagebauseen Senftenberger See, Gräbendorfer See, Olbasee und Erika-See lag hingegen mit 46-113 mg/L und einem Median von ca. 80 mg/L um den Faktor 100 höher.

Aus den Ergebnissen der parallel zu der vorliegenden Untersuchung durchgeführten Laborversuche von DUIS & OBEREMM (2001) lässt sich ableiten, dass Calcium in den Lausitzer Tagebauseen stets in so hohen Konzentrationen vorhanden ist, dass die zwischen den Seen auftretende Variabilität der Calciumkonzentration keinen Einfluss auf den Säurestress hat. In Hartwasserseen wie den Lausitzer Tagebauseen kommt deshalb dem Aluminium die Schlüsselfunktion für die Stärke des Säurestresses bei einem gegebenen pH-Wert zu.

Die Aluminiumkonzentration in versauerten Weichwasserseen und -flüssen Englands, Skandiniens und Nordamerikas liegt meist im Bereich von 0,002-1,0 mg/L, der Median bei ca. 0,08 mg/L (SAYER et al. 1993). Während der Olbasee mit 0,02 mg/L eine niedrige Aluminiumkonzentration aufwies, lagen die Aluminiumkonzentrationen im Senftenberger See, Erika-See und Gräbendorfer See mit Medianen von 0,3-0,5 mg/L und Maximalkonzentrationen bis 0,7 mg/L deutlich höher als in den meisten versauerten Weichwasserseen. Mit steigender Aluminiumkonzentration steigt auch der Säurestress (RAITANIEMI et al. 1988, ROSSELAND & STAURNES 1994, VUORINEN et al. 1994, DUIS & OBEREMM 2001), wobei die anorganischen monomeren Aluminiumformen eine sehr viel höhere Fischtoxizität aufweisen als organisch komplexiertes Aluminium oder hochmolekulare Aluminiumpolymere (DRISCOLL et al. 1980, BAKER 1982, LYDERSEN et al. 1990, PARKHURST et al. 1990). Hochmolekulare Aluminiumpolymere liegen bei niedrigen pH-Werten und hohen Ionenkonzentrationen, wie sie in den geogen versauerten Braunkohletagebauseen auftreten, generell nur in geringer Konzentration vor (MILLER & ANDELMAN 1987, PLAYLE & WOOD 1990, MONTEROSSO et al. 1994). Der Anteil des organisch komplexierten Aluminiums am gesamten gelösten Aluminium betrug in den versauerten Bereichen des Senftenberger Sees 5-17% (Median 11%). Somit ist davon auszugehen, dass im Senftenberger See der überwiegende Teil des gelösten Aluminiums als anorganisches monomeres Aluminium und somit in fischtoxischer Form vorlag.

DRISCOLL (1984) beschrieb eine starke negative Korrelation zwischen der Konzentration an gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) und der Konzentration an anorganischem monomeren Aluminium. Da DOC in den sauren Braunkohletagebauseen jedoch mit typischen Wer-

ten zwischen 0,5 mg/L und 6 mg/L (KLAPPER & SCHULTZE 1995, NIXDORF et al. 1998a, WOLLMANN et al. 2000) in relativ niedrigen Konzentrationen vorliegt, ist von einer generellen Dominanz des anorganischen monomeren Aluminiums in diesen Seen auszugehen. Dies gilt auch für die sauren Bereiche des Senftenberger Sees, die eine DOC-Konzentration von $< 0,2\text{--}1,4$ mg/L aufwiesen.

Dass die Fische in den betrachteten Lausitzer Tagebauseen trotz der im Vergleich zu versauerten Weichwasserseen deutlich erhöhten Konzentration an fischtoxischem anorganischem monomeren Aluminium eine vergleichbare kritische untere pH-Grenze hatten, ist vermutlich vorrangig auf die im Vergleich zu Weichwasserseen stark erhöhte Calciumkonzentration zurückzuführen. Hierdurch wird ein zusätzlicher Stressor – die niedrige Calciumkonzentration – ausgeschaltet, so dass die etwas höheren Aluminiumkonzentrationen in den Tagebauseen vergleichbaren Stress verursachen wie niedrigere Aluminiumkonzentrationen in Verbindung mit niedrigen Calciumkonzentrationen in Weichwasserseen.

Sowohl die Wirkung erhöhter Aluminiumkonzentrationen als auch die Wirkung erhöhter Calciumkonzentrationen auf die Säuretoleranz ist artspezifisch (POLÉO et al. 1997, FRED A & MCDONALD 1988). Folglich wäre zu erwarten gewesen, dass die in den untersuchten Tagebauseen im Vergleich zu versauerten Weichwasserseen erhöhten Aluminium- und Calciumkonzentrationen auf die verschiedenen Fischarten unterschiedlich stark wirken. Offensichtlich waren die diesbezüglichen artspezifischen Unterschiede zwischen den untersuchten Fischarten in der Bilanz jedoch so gering, dass sie nicht zu einer Veränderung in der Abfolge der Säuretoleranz führten.

Bemerkenswert ist das mehrjährige Überleben der älteren juvenilen und adulten Barsche im Olbasee bei pH 3,5–4,1. Dort treten aufgrund einer niedrigen Aluminiumkonzentration bei gleichzeitig hoher Calciumkonzentration offensichtlich Bedingungen auf, die den Säurestress minimieren. Es gibt aus den gemäßigten Breiten nur wenige Beispiele für Fischarten, die pH-Werte $< 4,0$ über einen längeren Zeitraum überleben können. Neben dem bereits erwähnten Überleben der nahe verwandten Gelbbarsche in Toteislöchern bei $\text{pH} \geq 3,8$ (CAREY & MATHER 2009) ist ein Überleben bei $\text{pH} < 4,0$ unter Freilandbedingungen bislang für Schleien und amerikanische Hundsfische (*Umbra pygmaea*) in den Niederlanden (DEDEREN et al. 1986, LEUVEN & OYEN 1987), Diamantbarsche (*Enneacanthus obesus*) in den USA (GRAHAM & HASTINGS 1984) sowie die Cyprinidenart *Tribolodon hakonensis* in einem sauren Vulkansee Japans (SATAKE et al. 1995, KANEKO et al. 1999) beschrieben worden.

Aufgrund der hohen Bedeutung der Aluminiumkonzentration für die Toxizität niedriger pH-Werte ist eine Übertragung der in der vorliegenden Arbeit gefundenen kritischen pH-Werte auf andere geogen versauerte Hartwasserseen nur dann möglich, wenn diese ebenfalls nur eine moderate Aluminiumkonzentration von höchstens 0,6 mg/L aufweisen. Andere versauerte Tagebauseen im Lausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlerevier weisen mit 1-10 mg/L zum Teil deutlich höhere Aluminiumkonzentrationen auf (KLAPPER & SCHULTZE 1995). Für diese Seen ist zu erwarten, dass die unteren kritische pH-Werte höher liegen als in den untersuchten Lausitzer Tagebauseen und den regenversauerten Weichwasserseen. So zeigten die von DUIS (2001) durchgeführten Laborversuche zur Säuretoleranz früher Lebensstadien von Hecht, Maräne und Schleie unter den hydrochemischen Bedingungen Lausitzer Tagebauseen tendenziell höhere kritische pH-Werte als die aus Freilanduntersuchungen abgeleiteten kritischen pH-Werte für die Reproduktion der betreffenden Arten in versauerten Weichwasserseen. In diesen Laborversuchen stieg die Aluminiumkonzentration mit sinkendem pH-Wert kontinuierlich von 0,1 mg/L bei pH 7,0 bis auf 3,3-3,8 mg/L bei pH 3,5 an, wobei bereits bei pH 5,0 mit 1,0-2,1 mg/L die Aluminiumkonzentration der in der vorliegenden Arbeit untersuchten Seen deutlich überschritten wurde.

In der vorstehenden Diskussion lag der Fokus auf den unteren kritischen pH-Werten, die ein Überleben oder eine Reproduktion gerade noch ermöglichen. Erste Einschränkungen im Reproduktionserfolg finden jedoch schon weit oberhalb der kritischen pH-Werte statt. So beobachteten DEGERMAN et al. (1992) in schwedischen Weichwasserseen eine Einschränkung des Reproduktionserfolgs von Barschen bereits bei $\text{pH} < 5,2$ und von Plötzen bei $\text{pH} < 6,1$. Bei Hechtlarven kam es unter Weichwasserbedingungen erst bei $\text{pH} \geq 5,3$ auch bei hohen Aluminiumkonzentrationen zu keiner Beeinträchtigung der Entwicklung (VUORINEN et al. 1993). Hechtlarven, die sich unter Hartwasserbedingungen bei pH 5,5 und einer moderaten Aluminiumkonzentration von 0,1 mg/L entwickelten, zeigten zwar keine erhöhte Mortalität, jedoch eine verlangsamte Entwicklung, eine verringerte Aktivität und in der Konsequenz ein reduziertes Wachstum (DUIS & OBEREMM 2000a). Kleine Maränen reagierten auf eine Absenkung des pH-Wertes auf 5,25 mit verzögerter Gonadenreifung (VUORINEN et al. 2003). Im Anschluss an die verspätete Eiablage ist auch eine verlangsamte Embryonalentwicklung zu erwarten (DUIS & OBEREMM 2000b). Der verspätete Schlupfzeitpunkt kann sich nachteilig auf das Nahrungsangebot für die Fischbrut auswirken, so dass in letzter Konsequenz schon weit oberhalb der kritischen pH-Werte Auswirkungen auf die Populationsdynamik einzelner Arten und hierdurch auf die Abundanzen und Dominanzverhältnisse in einem See zu erwarten sind.

4.1.1 Schlussfolgerungen

- (1) Trotz der stark abweichenden Ionenkonzentration in den untersuchten Lausitzer Braunkohletagebauseen entsprachen die Abfolge der relativen Säuretoleranz und die unteren kritischen pH-Werte sowohl für das Überleben adulter Individuen als auch für eine erfolgreiche Reproduktion den Verhältnissen in regenversauerten Weichwasserseen. Der erhöhte Säurestress, der in Tagebauseen durch die im Vergleich zu regenversauerten Weichwasserseen erhöhte Aluminiumkonzentration verursacht wird, wird vermutlich durch die positiven Effekte der ebenfalls erhöhten Calciumkonzentration kompensiert. Allerdings traten in den Untersuchungsgewässern im Vergleich zu anderen geogen versauerten Tagebauseen niedrige bis moderate Aluminiumkonzentrationen $\leq 0,6$ mg/L auf. Bei höheren Aluminiumkonzentrationen ist eine Erhöhung der unteren kritischen pH-Werte und somit eine geringere Säuretoleranz als in den versauerten Weichwasserseen zu erwarten.
- (2) Für die einheimischen Fischarten lässt sich folgende Abfolge der Säuretoleranz unter den hydrochemischen Bedingungen geogen versauerter Braunkohletagebauseen postulieren: Barsch & Hecht > Kaulbarsch, Rotfeder & Blei > Maräne > Zander > Plötze & Güster. Dabei ist die genaue Einordnung von Rotfeder und Blei in dieser Abfolge unsicher.
- (3) Im eisengepufferten Bereich mit $\text{pH} < 4,0$ kann sich keine der einheimischen Fischarten erfolgreich reproduzieren; ein pH-Wert $\leq 3,5$ ist auch für die säuretolerantesten Fischarten Barsch, Hecht und Rotfeder kurzfristig letal.
- (4) Temporäre Absenkungen des pH-Wertes auf pH 4,5-5,0 können unter Hartwasserbedingungen bei einer Aluminiumkonzentration $\leq 0,6$ mg/L von adulten und älteren juvenilen Individuen der meisten einheimischen Fischarten für einige Wochen überlebt werden. Säuretolerante Fischarten wie Barsch und Hecht können unter diesen Bedingungen vermutlich langfristig überleben und sich erfolgreich reproduzieren.
- (5) Eine artenreiche, selbsterhaltende Fischgemeinschaft kann sich unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer und Mitteldeutschen Tagebauseen erst dann entwickeln, wenn sich pH-Werte im circumneutralen Bereich eingestellt haben

4.2 Einfluss von Seemorphologie und Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft

Die Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees wurde numerisch von Barschen (45%) und Plötzen (26%) dominiert. Die dritthäufigste Art war die Kleine Maräne (15%). Wie eine vergleichende Untersuchung von 67 Seen des nordostdeutschen Tieflands zeigte, lassen sich die natürlichen Seen in dieser Ökoregion anhand der Zusammensetzung der Fischgemeinschaft in zwei Typen trennen: die tiefen Seen, deren Indikatorart die Kleine Maräne ist, und die flachen Seen mit den Indikatorarten Blei, Plötze, Kaulbarsch, Güster, Barsche < 15 cm und Zander (MEHNER et al. 2005, GARCIA et al. 2006). Während die tiefen Seen üblicherweise eine numerische Maränendominanz aufweisen, die mit zunehmender Eutrophierung von einer Barschdominanz mit einem gewissen Cyprinidenanteil abgelöst werden kann, werden die flachen Seen vermutlich in allen Trophiezuständen von Cypriniden dominiert (MEHNER et al. 2005). Demzufolge entsprechen die numerischen Dominanzverhältnisse im Senftenberger See denen eines natürlichen tiefen Sees, dessen Dominanzverhältnisse sich als Folge von Eutrophierung von einer Maränendominanz zu einer Barschdominanz verschoben haben. Eutrophierung ist im Senftenberger See angesichts seines schwach mesotrophen Zustands jedoch als Ursache für den relativ niedrigen Maränenanteil auszuschließen. Stattdessen spiegeln die Dominanzverhältnisse wider, dass der See aufgrund seiner ungewöhnlichen Morphologie mit sehr ausgedehnten Litoralzonen und den im Vergleich hierzu flächenmäßig nur kleinen tiefen Bereichen eine Mischung aus einem tiefen, geschichteten See und einem Flachsee darstellt. Der Volumenanteil der tiefen, geschichteten Becken war im Vergleich zum Litoral so klein, dass die Kleine Maräne nicht die für tiefe Seen übliche numerische Dominanz, sondern nur einen Abundanzanteil von 15% erreichte. Die numerischen Abundanzanteile der Cypriniden (32%) und Perciden (53%) entsprachen nach MEHNER et al. (2005) eher den Verhältnissen eines tiefen als denen eines flachen Sees.

In den natürlichen Seen des nordostdeutschen Tieflands wird die Grenze zwischen den beiden fischzönotisch zu unterscheidenden Seentypen bei einer maximalen Tiefe von 11 m (GARCIA et al. 2006) bzw. einer mittleren Tiefe von 6-8 m (MEHNER et al. 2005) angesetzt. Die mittlere Tiefe von 6,8 m unterstreicht die Zwischenstellung des Senftenberger Sees zwischen beiden Seentypen.

Die litorale Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees bestand aus ubiquitären und toleranten Cypriniden und Perciden, während kleine, in ihrem Laichverhalten phytophile Fischarten wie

Moderlieschen, Bitterling und Schlammpeitzger fehlten bzw. nur in wenigen Einzelexemplaren (Moderlieschen) nachgewiesen wurden. Damit ähnelt die litorale Fischgemeinschaft derjenigen der natürlichen Seen, deren Ufer durch hohe Freizeitnutzung sowie den Rückgang submerser Makrophyten und des Schilfgürtels geprägt waren (BRÄMICK et al. 2008).

4.2.1 Steuergrößen für die Struktur und Funktion der Fischgemeinschaft

4.2.1.1 Prädation und Konkurrenz

Der piscivore Fischbestand des Senftenberger Sees wurde von Barschen dominiert, gefolgt von Zandern und Hechten. Über die Untersuchungsmonate April-Oktober betrachtet ernährten sich ungefähr 30% der Fischbiomasse piscivor (Zander und Hechte zu 95%; Barsche zu 50%), in den Sommermonaten Juni-August aufgrund der verstärkten piscivoren Ernährung der Barsche sogar mehr als 40%. Der Biomasseanteil der piscivoren Fische liegt im Senftenberger See damit im oberen Drittel des Bereiches von 13-42%, den HÅKANSON & BOULION (2004) für mesotrophe Seen mit einer Gesamt-Phosphorkonzentration von ungefähr 20 µg/L als „normal“ postulierten.

Wenn piscivore Fische einen Biomasseanteil von mehr als 30% am Fischbestand eines Sees haben, sind sie zu verstärktem Kannibalismus oder gegenseitiger Piscivorie gezwungen (MEHNER et al. 2004a). Wie die Nahrungsuntersuchungen zeigten, war im Senftenberger See vor allem der Kannibalismus stark ausgeprägt. Bei den Barschen stellte er sogar den größten Nahrungsbestandteil dar. Mit einem mittleren numerischen Anteil von 81% und einem mittleren Anteil von 79% an der rekonstruierten Biomasse des Fischanteils in der Nahrung waren die Barsche in der Nahrung der piscivoren Barsche gegenüber ihrem Anteil im See deutlich überrepräsentiert. Auch bei Hechten war Kannibalismus verbreitet, während bei den Nahrungsuntersuchungen der Zander diese Ernährungsform nicht in Erscheinung trat. Der Fraßdruck auf andere piscivore Fischarten konzentrierte sich bei Hechten und Zandern einseitig auf Barsche. Diese stellten 31% bzw. 29% der rekonstruierten Nahrungsbiomasse von Hechten und Zandern, was dem Biomasseanteil der Barsche am Gesamtfischbestand (30%) entsprach. Hechte und Zander traten in der Nahrung der jeweils beiden anderen piscivoren Arten nur sporadisch auf. Folglich waren Zander insgesamt keiner nennenswerten Prädation ausgesetzt und Hechte vor allem dem Kannibalismus.

Im Gegensatz zu den Barschen waren Cypriniden in der Nahrung der piscivoren Fische im Vergleich zu ihrem Anteil in der Fischgemeinschaft deutlich unterrepräsentiert. In der Nahrung der Hechte entsprach der Cyprinidenanteil sowohl numerisch als auch bezogen auf die

Biomasse ungefähr dem Anteil der Cypriniden im Senftenberger See. Er lag aber sehr viel niedriger als der relative numerische Anteil der Cypriniden im *Phytal*, dem bevorzugten Hechthabitat. Hier betrug der Anteil der Cypriniden am numerischen Fischbestand sowohl tagsüber als auch nachts rund 68%, während der numerische Anteil in der Hechtnahrung lediglich bei 37% lag.

In der Nahrung der untersuchten Zander waren Cypriniden mit einem Biomasseanteil von 22% im Vergleich zum Biomasseanteil von 42%, den die Cypriniden am Gesamtfischbestand des Senftenberger Sees hatten, deutlich unterrepräsentiert. Sie wurden vorwiegend von Zandern ≤ 40 cm gefressen, bei denen sie 36% der rekonstruierten Nahrungsbiomasse stellten. Bei Zandern > 40 cm sank ihr Anteil an der rekonstruierten Nahrungsbiomasse auf 14%.

In der Nahrung der piscivoren Barsche hatten Cypriniden im Mittel einen Anteil von 14% an der rekonstruierten Biomasse der konsumierten Fische. Damit waren sie im Vergleich zu ihrem Anteil im See auch in der Barschnahrung deutlich unterrepräsentiert. Lediglich bei den Barschen > 30 cm entsprach der Cyprinidenanteil mit 36% annähernd dem Anteil der Cypriniden im Senftenberger See. Über alle Längenklassen der drei piscivoren Fischarten betrachtet war die Räubervermeidungsstrategie der Cypriniden im Senftenberger See somit ausgesprochen erfolgreich.

Maränen waren hauptsächlich der Prädation durch Zander ausgesetzt, bei denen sie im Mittel 40% der rekonstruierten Nahrungsbiomasse stellten. Sie erreichten gegenüber Zandern zeit- lebens weder ein absolutes noch ein funktionales Refugium. Zander > 50 cm fraßen hauptsächlich Maränen und hielten sich dementsprechend schwerpunktmäßig im *Pelagial* auf. Da der Biomasseanteil der Zander am Fischbestand des Senftenberger Sees mit 13% größer war als der Biomasseanteil der Maränen (10%), resultiert ein erheblicher Fraßdruck auf die Maränen. Durch die Anwesenheit der Maränen sank im Senftenberger See vermutlich der Prädationsdruck der Zander auf die Cypriniden und vor allem auf die 0+-Barsche, die in anderen Seen einen wesentlichen Anteil der Zandernahrung stellen (SCHULZE 2005, DÖRNER et al. 2007, SCHARF 2008).

In der Ernährung der Barsche spielten Maränen nur eine untergeordnete Rolle. Lediglich bei den Barschen > 30 cm stellten sie einen nennenswerten Nahrungsanteil von 12% an der rekonstruierten Biomasse. Ihr Nahrungsanteil entsprach somit ungefähr ihrem Anteil im Gesamtsee. Allerdings wiesen deutlich weniger als 1% der Barsche in den Stellnetz-Einheitsfängen eine Länge > 30 cm auf, so dass der von den Barschen ausgehende Fraßdruck auf die Maränen als gering einzuschätzen ist.

Der Anteil der Maränen in der rekonstruierten Hechtnahrung erscheint mit einem numerischen Anteil von 7% und einem Biomasseanteil von 6% angesichts der Habitatsegregation zwischen beiden Arten relativ hoch. Dieser Wert ist aber mit einer hohen Unsicherheit behaftet, da Maränen lediglich in drei Hechtmägen nachgewiesen wurden. Insgesamt ist anzunehmen, dass aufgrund der relativ geringen Hechtbiomasse im Senftenberger See und der weitgehenden Habitatsegregation zwischen Hechten und Maränen vom Hechtbestand kein hoher Fraßdruck auf die Maränen ausging.

Basierend auf den rekonstruierten Biomasseanteilen der einzelnen Beutefischarten in der Nahrung der piscivoren Barsche, Hechte und Zander sowie den Biomasseanteilen der Räuber und ihrer Beutefische in der Fischgemeinschaft kann das realisierte Räuber : Beute-Biomasseverhältnis als grobe Abschätzung des relativen Prädationsdrucks, der auf den verschiedenen Beutefischen lastete, berechnet werden.

Insgesamt ernährten sich etwa 45% der Fischbiomasse des Senftenberger Sees zu durchschnittlich 38% (auf Basis der rekonstruierten Nahrungsbiomasse) von Barschen ≤ 20 cm. Die mit den eingesetzten Stellnetzen erfassbaren Barsche mit Längen zwischen 4-5 cm und 20 cm stellten ungefähr 12% der Fischbiomasse des Sees. Das Räuber : Beute-Biomasseverhältnis betrug somit 1,43 für die Barsche des prädationsgefährdeten Längenbereichs ≤ 20 cm. Für die prädationsgefährdeten Cypriniden ≤ 32 cm betrug das Räuber : Beute-Biomasseverhältnis 0,16, für die Maränen 0,58. Somit ernährten die Barsche ≤ 20 cm eine Prädatorenbiomasse, die 43% höher als die eigene Biomasse lag, während Cypriniden und Maränen eine Prädatorenbiomasse ernährten, welche 16% bzw. 58% der eigenen Biomasse entsprach. Zu beachten ist dabei, dass die Beutefische mit den verwendeten Stellnetzen erst ab einer Länge von ungefähr 5 cm (Barsche und Cypriniden) bzw. 6 cm (Maränen) quantitativ erfasst wurden und somit adäquat in die Berechnung des Biomasseanteils der Beutefische am Fischbestand eingingen. Sie wurden jedoch schon mit deutlich geringeren Längen (Barsche $\geq 1,2$ cm, Cypriniden $\geq 1,9$ cm, Maränen $\geq 2,6$ cm) in den Mägen der Prädatoren nachgewiesen. Der rekonstruierte Biomasseanteil der Barsche < 5 cm in der Nahrung betrug etwa 25% der insgesamt konsumierten Barschbiomasse, während Cypriniden < 5 cm und Maränen < 6 cm jeweils deutlich weniger als 1% der Biomasse der konsumierten Cypriniden bzw. Maränen stellten. Folglich können die Räuber : Beute-Biomasseverhältnisse für die Cypriniden und Maränen als zuverlässig angesehen werden, während das reelle Räuber : Beute-Biomasseverhältnis der Barsche niedriger als 1,4 lag, jedoch mindestens 1,1 betragen hat. Ein Räuber : Beute-Biomasseverhältnis von 1,1 würde sich ergeben, wenn der Anteil der Barsche < 5 cm im See

dem Anteil der Barsche < 5 cm in der Nahrung entspräche. Sowohl aus der Längenklassenzusammensetzung der Barsche in der Nahrung der piscivoren Barsche im Senftenberger See als auch aus der Nahrungswahl piscivorer Barsche in anderen Gewässern (JACOBSEN et al. 2002, DÖRNER & WAGNER 2003, SCHARF 2008) lässt sich jedoch ableiten, dass piscivore Barsche 0+-Barsche positiv selektieren. Untersuchungen an anderen Seen zeigten obendrein, dass piscivore Barsche und Zander innerhalb der 0+-Barsche die kleinsten Größenklassen bevorzugen (DÖRNER et al. 1999, 2003, DÖRNER & WAGNER 2003).

Basierend auf bioenergetischen Berechnungen ist eine Top-Down Kontrolle der planktivoren Fischbiomasse in Seen gemäßigter Breiten möglich, wenn das Räuber : Beute-Biomasseverhältnis mindestens 0,33 beträgt, d. h. die piscivoren Fische einen Biomasseanteil von mindestens 25% am Gesamtbestand stellen (MEHNER et al. 2004a). Dieses Räuber : Beute-Biomasseverhältnis wurde im Senftenberger See für Barsche und Maränen weit überschritten, während es für Cypriniden nicht erreicht wurde. Basierend auf den genannten bioenergetischen Abschätzungen sollten somit Barsche und Maränen durch piscivore Prädation kontrolliert werden. Weitere Hinweise auf einen starken auf den Maränenbestand wirkenden Prädationsdruck sind das von RÜMMLER (2001) ermittelte schnelle Wachstum und die hohen Bruttoenergiegehalte der Maränen.

Der auf die juvenilen Barsche wirkende hohe Fraßdruck konzentrierte sich vorrangig auf die kleinsten Größenklassen. Mit Erreichen einer Länge von 1,2 cm wuchsen die 0+-Barsche in das Prädationsfenster der Barsche, ab einer Länge von 2,0 cm in das Prädationsfenster der Zander. Im Laufe der Folgemonate entwuchsen die 0+-Barsche zunehmend dem Prädationsfenster der kleineren piscivoren Barsche. Im Frühjahr des Folgejahres waren die nun der Altersklasse 1+ angehörigen Barsche noch der Prädation durch Barsche ≥ 20 cm sowie durch Hechte ≥ 25 cm und Zander ≥ 25 cm ausgesetzt. Ab Juni verringerte sich der Prädationsdruck auf die 1+-Barsche aufgrund der Verfügbarkeit der 0+-Barsche als Nahrung schlagartig. Gleichzeitig wurden die 1+-Barsche piscivor und erweiterten ihr Habitat um das *Tiefe Litoral* sowie zeitweise auch um das *Pelagial*.

Die Hypothese einer aus diesem hohen Fraßdruck resultierenden Top-Down Kontrolle des Barschbestands wird durch die geringe Minimalgröße der 0+-Barsche in der Nahrung sowie die Co-Existenz vieler Altersklassen von Barschen gestützt. Die Modellierungsergebnisse von CLAESSEN et al. (2002) zeigten, dass in kannibalischen Systemen eine geringe minimale Größe, ab der 0+-Fische gefressen werden, eine Grundvoraussetzung für eine Top-Down

Kontrolle ihrer Rekrutierung ist. Wenn diese Top-Down Kontrolle existierte, so führte sie in dem modellierten kannibalischen Einartsystem zu einer ausgeglichenen Altersklassenstruktur.

Einen weiteren Hinweis auf einen hohen Top-Down Einfluss liefert das durchgängig schnelle Wachstum der Barsche. Es lag höher als in vielen anderen Seen vergleichbarer geographischer Breite (TESCH 1955, BAUCH 1961, ARZBACH 1997, RADKE 1998, LAUDE 2002, HEIBO et al. 2005) und erreichte Werte, wie sie sonst meist nur in nährstoffreicheren Gewässern wie beispielsweise der schwach eutrophen Wuppertalsperre (SCHARF 2008) oder Bodengewässern und Teichwirtschaften auftreten (TESCH 1955). Die Grundlage für das schnelle Wachstum lieferte vermutlich einerseits die starke Prädation auf die juvenilen Barsche, welche die überlebenden Individuen aus der intraspezifischen Nahrungskonkurrenz befreite, und andererseits die wahrscheinlich stattfindende größenselektive Prädation auf die kleinsten Individuen, welche die durchschnittliche Länge der Kohorte erhöhte. Beide Faktoren förderten wiederum das frühe Erreichen der Piscivorie und sicherten damit das weitere schnelle Wachstum (MITTELBACH & PERSSON 1998, BEECK et al. 2002). Grundlagen für das schnelle Wachstum waren außerdem die Verringerung der Nahrungskonkurrenz mit juvenilen Plötzen und Güstern durch die Nutzung des *Flachen Litorals* tagsüber sowie die später in Kapitel 4.2.1.3 diskutierte teilweise Habitatsegregation zwischen den verschiedenen Größenklassen der Barsche.

Neben den zuvor behandelten letalen Effekten verursachen Räuber auch nichtletale Effekte bei ihrer Beute, die sich unter anderem in Änderungen der tagesperiodischen Aktivitätsmuster sowie der Habitat- und Nahrungswahl äußern (LIMA 1998a). Bei Abwesenheit von Räubern wählen Fische ihr Habitat innerhalb der aufgrund der abiotischen Bedingungen (z. B. Wassertemperatur, pH-Wert, Sauerstoffkonzentration) realisierbaren Nischen häufig so, dass die Nettoenergieaufnahme optimiert wird (z. B. WERNER et al. 1983a, BEAN & WINFIELD 1995). Bei Anwesenheit von Räubern verschieben sich die Habitatwahl und die Aktivitätszeiten zugunsten derjenigen Habitate und Tageszeiten, die für das Individuum die vermeintlich beste Kombination aus Nahrungsangebot und Prädationsrisiko darstellen (WERNER et al. 1983b, PITCHER et al. 1988, WERNER & HALL 1988, ABRAHAMMS & DILL 1989, PERSSON & EKLÖV 1995, PERSSON & CROWDER 1998, EKLÖV & SVANBÄCK 2006). Dabei kann die Gewichtung des Prädationsrisikos bei verschiedenen Fischarten sehr unterschiedlich ausfallen (HÖLKER et al. 2007). Diese Änderungen der Habitatwahl oder der Aktivitätsmuster als Reaktion auf die Anwesenheit von Räubern können sich erheblich auf die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft auswirken (DIEHL & EKLÖV 1995, LIMA 1998a, MATTHEWS

1998, SCHULZE 2005). Deshalb sollen nachfolgend diese räuberinduzierten nichtletalen Effekte auf die Fischgemeinschaft der Senftenberger Sees näher betrachtet werden.

Sowohl die Plötzen ≤ 10 cm als auch die Barsche ≤ 10 cm nutzten fast ausschließlich das *Phytal* und das strukturarme *Flache Litoral* als Habitat. Bedeutende Unterschiede gab es zwischen den beiden Arten aber in der Tag-Nacht-Verteilung: Während von den kleinen Barschen beide Habitattypen sowohl tagsüber als auch nachts zu gleichen Teilen genutzt wurden, hielten sich die kleinen Plötzen tagsüber bevorzugt im *Phytal* auf und wanderten erst in der Abenddämmerung aus dem *Phytal* in das strukturarme *Flache Litoral* ein. Die starke Nutzung des *Phytals* minimierte das Prädationsrisiko der kleinen Plötzen durch piscivore Barsche. Diese waren im *Phytal* nur in geringer Abundanz vertreten und sind darüber hinaus innerhalb der Vegetation ineffizientere Jäger als in den Freiwasserbereichen (CHRISTENSEN & PERSSON 1993). Somit bestand das Prädationsrisiko für die juvenilen Plötzen im *Phytal* vor allem in Form der anwesenden Hechte. Diese orientieren sich jedoch üblicherweise am äußeren Rand des *Phytals* mit dem Kopf in Richtung des Freiwassers (BEAN & WINFIELD 1995, BROSSÉ et al. 2007), so dass das eigentliche Prädationsrisiko nicht im *Phytal*, sondern in den direkt vorgelagerten offenen Bereichen und somit vor allem während eines Habitatwechsels zwischen dem *Phytal* und dem vorgelagerten *Flachen Litoral* besteht.

Im *Phytal* finden die juvenilen Plötzen allerdings keine optimalen Ernährungsbedingungen. WINFIELD (1986), DIEHL (1988) und PERSSON (1991) zeigten in Laborversuchen, dass juvenile Plötzen in dichter Vegetation im Vergleich zu offenen Habitaten nur wenig Zooplankton oder Chironomidenlarven erbeuten. Im Senftenberger See ist aufgrund der hohen Konzentration juveniler Plötzen im *Phytal* eine zusätzliche Beeinträchtigung des Nahrungserwerbs durch intraspezifische Konkurrenz zu erwarten. Darüber hinaus stehen sie in interspezifischer Nahrungskonkurrenz mit Rotfedern, juvenilen Barschen und juvenilen Güstern, die das *Phytal* ebenfalls aufsuchen. Die numerisch sehr häufigen juvenilen Barsche sind dabei durch ihre hohe Wendigkeit den an das schnelle Schwimmen im Freiwasser angepassten Plötzen im *Phytal* deutlich überlegen (WINFIELD 1986, DIEHL 1988). Hinweise auf die eingeschränkten Ernährungsbedingungen im *Phytal* liefern die abendliche Einwanderung in das strukturarme *Flache Litoral* sowie das relativ langsame Wachstum der Plötzen im ersten Lebensjahr.

Bei Abwesenheit von potenziellen Räubern bevorzugen juvenile Plötzen in Laborversuchen meist strukturarme offene Habitate gegenüber strukturierten Habitaten (DIEHL 1988, PERSSON 1991, EKLÖV & VAN KOOTEN 2001). Im Freiland sind hingegen tagesperiodi-

sche Habitatwechsel zwischen ufernahen litoralen Bereichen und dem *Pelagial* weit verbreitet (BOHL 1980, GLIWICZ & JACHNER 1992, KREMSER 1995, HAERTEL et al. 2002, VAŠEK et al. 2009). Permanent halten sich juvenile Plötzen aber nur selten im *Pelagial* auf. Beschrieben ist es für einzelne masurische Seen (GLIWICZ & JACHNER 1992) sowie für einen trüben dänischen Flachsee (JACOBSEN et al. 2004). Vermutlich wird das *Pelagial* tagsüber nur in Seen aufgesucht, in denen entweder kein Prädationsrisiko durch tagaktive piscivore Fische oder Vögel besteht, oder in denen die Trübung das Prädationsrisiko durch optisch orientierte Räuber senkt.

Im Gegensatz zu den häufig beobachteten abendlichen Einwanderungen juveniler Plötzen ins *Pelagial* fanden die tagesperiodischen Wanderungen im Senftenberger See nur zwischen dem *Phytl* und dem vorgelagerten oder benachbarten strukturarmen *Flachen Litoral* statt, während das *Pelagial* gemieden wurde. Erst ab einer Länge von ungefähr 15 cm suchten Plötzen vermehrt das *Pelagial* auf, wo sie dann sowohl tagsüber als auch nachts anzutreffen waren.

In den flachen Litoralbereichen hat das Zooplankton keine Möglichkeit, tagsüber das Hypolimnion als Refugium aufzusuchen. Folglich sind für das *Flache Litoral* keine größeren tagesperiodischen Änderungen in der Zooplanktondichte zu erwarten. Dies unterstreicht, dass die juvenilen Plötzen das *Flache Litoral* tagsüber mieden, um die Prädation durch piscivore Barsche zu vermeiden, die als optisch orientierte Räuber in dem klaren Wasser mesotropher Seen in den offenen Litoralbereichen gute Jagdbedingungen finden (BERGMAN 1988, CHRISTENSEN & PERSSON 1993, JACOBSEN et al. 2002).

Die Zooplanktonuntersuchungen zeigten, dass das *Pelagial* mit Ausnahme des Septembers tagsüber stets eine höhere Zooplanktondichte und –biomasse aufwies als das *Flache Litoral*. Dennoch wurde auch dieser Habitattyp von den juvenilen Plötzen tagsüber weitgehend gemieden. Vermutlich liegt der Grund hierfür ebenfalls in dem Prädationsrisiko durch die tagaktiven piscivoren Barsche.

Die Ursache, warum die juvenilen Plötzen auch in der Dämmerung oder nachts nicht bis ins *Pelagial* einwanderten, könnte sowohl die Optimierung der Nettoenergieaufnahme als auch die Vermeidung der dämmerungs- und nachtaktiven Zander sein. Ob die im Vergleich zum *Flachen Litoral* höhere Zooplanktondichte und –biomasse den Energieaufwand für die zurückzulegende Schwimmstrecke kompensiert hätte, kann im Rahmen dieser Untersuchung nicht beantwortet werden. Für die Meidung der Zander als Ursache für den Verzicht auf tagesperiodische Horizontalmigrationen ins *Pelagial* gibt es hingegen mehrere Belege aus anderen Seen. Im norwegischen Lake Gjersjøen führte der Besatz mit Zandern zur Meidung der

uferfernen Habitate durch Plötzen ≤ 15 cm, die vor dem Zanderbesatz abends und nachts ins *Pelagial* eingewandert waren (BRABRAND & FAAFENG 1993). Auch in anderen Seen reagieren Plötzen auf die Anwesenheit von Zandern mit einer weitgehenden Meidung der uferfernen Habitate, in denen sich Zander bevorzugt aufhalten (LAMMENS et al. 1992, HÖLKER et al. 2007).

Wie die Nahrungsuntersuchungen piscivorer Barsche und Zander zeigten, hatte die Nutzung des *Phytals* als Tagesrefugium zur Folge, dass die Plötzen in der Nahrung der Barsche insgesamt nur schwach vertreten waren. In der Nahrung der vorwiegend in den strukturarmen epilimnischen Benthalthbereichen *Tiefes Litoral* und *Flaches Litoral* jagenden Zander ≤ 40 cm waren juvenile Barsche und Cypriniden hingegen entsprechend ihres nächtlichen Anteils im *Flachen Litoral* vertreten. Die Räubervermeidungsstrategie der Plötzen funktionierte somit nur gegenüber den optisch orientierten Barschen, nicht jedoch gegenüber den Zandern ≤ 40 cm, mit denen es in der Dämmerung und nachts zu räumlichen Überlappungen kam.

Insgesamt war die Habitatwahl der juvenilen Plötzen im Senftenberger See also für die Nahrungsaufnahme suboptimal und maßgeblich auf die Räubervermeidung ausgerichtet („low risk/low gain“). Das *Pelagial* wurde völlig gemieden und die strukturarmen Litoralbereiche wurden nur im Schutz der Dämmerung und Dunkelheit aufgesucht. In der Konsequenz war das Wachstum beeinträchtigt, die Räubervermeidung gegenüber den piscivoren Barschen jedoch erfolgreich. Damit zeigten die juvenilen Plötzen unter Freilandbedingungen eine vergleichbar starke Nutzung des *Phytals* für den Preis eines verringerten Wachstums wie in den Enclosure-Versuchen von PERSSON & EKLÖV (1995). Auch in anderen Seen wurde für Cypriniden eine starke Präferenz der Räubervermeidung zulasten der Nahrungsaufnahme beobachtet. In einem Ganzseeexperiment zeigten Plötzen nach der Einführung von Zandern als zusätzliche Räuber zu den bereits vorhandenen piscivoren Barschen und Hechten eine deutlich ausgeprägtere Räubervermeidung als juvenile Barsche. Die Plötzen reduzierten sowohl ihre Aktivitätsphasen als auch ihre tagesperiodischen Einwanderungen ins *Pelagial* drastisch (HÖLKER et al. 2007). Für das Litoral des Bodensees fanden STOLL et al. (2008), dass sich die Habitatwahl der meisten juvenilen Cypriniden vorrangig durch Räubervermeidung erklären ließ. Hier stellten die sehr flachen ufernahen Litoralbereiche (Wassertiefe 0,5 m) für ein- und zweisömmrige Hasel und Bleie aufgrund des wind- und wellenschlagsbedingten hydrodynamischen Stresses energetisch ein ungünstigeres Habitat dar als das tiefere Litoral (Wassertiefe 1,6 m). Dennoch wurde das flachste Habitat von 0+-Cypriniden entweder signifikant

gegenüber dem tieferen Habitat bevorzugt (Blei, Hasel, Ukelei) oder zumindest nicht gemieden (Plötze).

Plötzen > 20 cm waren im Senftenberger See dem realisierten Fraßfenster der Barsche und Zander entwachsen. Dennoch bevorzugten sie das *Flache Litoral* und das *Tiefe Litoral* gegenüber dem *Pelagial*, in dem nur im Mai verhältnismäßig hohe Fänge erzielt wurden. Unter der durch die Ergebnisse von SCHULZE et al. (2006) gestützten Annahme, dass für die Habitatwahl der Plötzen nicht das funktionale sondern das absolute Refugium ausschlaggebend ist, wäre die Meidung des *Pelagials* in den Dämmerungsphasen und nachts zum Schutz vor Zandern plausibel. Tagsüber wäre die Meidung des *Pelagials* jedoch nach wie vor unerklärt, da die Plötzen ab einer Länge von 22 cm ein absolutes Refugium gegenüber dem einzigen tagaktiven Räuber im *Pelagial*, dem Barsch, besaßen. Dies deutet darauf hin, dass die Habitatwahl der Plötzen > 20 cm tagsüber nicht durch das Prädationsrisiko, sondern durch das Nahrungsangebot bestimmt wurde. Diese Hypothese wird dadurch untermauert, dass Plötzen > 20 cm im *Flachen Litoral* am häufigsten an Messstelle 6 gefangen wurden, die durchgängig die höchste Makrozoobenthosbiomasse aller untersuchten Messstellen aufwies. Das Makrozoobenthos wurde an dieser Messstelle von der neuseeländischen Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* dominiert. Mit *P. antipodarum* stand den größeren Plötzen im *Flachen Litoral* eine Nahrungsquelle zur Verfügung, die in der Regel von Barschen überhaupt nicht und von Plötzen erst mit einer Länge von ungefähr 13-15 cm erschlossen werden kann (MICHEL & OBERDORFF 1995, ARZBACH 1997, HÖLKER 1999). Stichpunktartige Nahrungsuntersuchungen an 12 hier gefangenen Plötzen > 20 cm bestätigten, dass ihre Nahrung neben filamentösen Grünalgen vor allem aus *P. antipodarum* bestand.

Im *Tiefen Litoral* zeigte die Nahrungsuntersuchung an 14 Plötzen > 20 cm, dass hier ebenfalls überwiegend filamentöse Grünalgen und *Potamopyrgus antipodarum* konsumiert wurden. Vermutlich bot also benthische Nahrung den adulten Plötzen im Senftenberger See einen höheren Energiegewinn als Zooplankton. Im *Flachen Litoral* bestand durch juvenile Barsche sowie tagesperiodisch einwandernde juvenile Plötzen wahrscheinlich ein hoher Fraßdruck auf das Zooplankton. Im *Pelagial* übten die Maränen ebenfalls einen beachtlichen Fraßdruck auf das Zooplankton aus, der vermutlich Einfluss auf die Tagverteilung der adulten Plötzen hatte. Denselben Effekt fand BEIER (2001) in schwedischen Seen, wo Plötzen das *Pelagial* in denjenigen Seen, in denen auch Maränen auftraten, weniger nutzten als in den maränenfreien Seen.

Innerhalb des *Flachen Litorals* kam es zu einer Habitatsegregation und damit zur Vermeidung intra- und interspezifischer Konkurrenz zwischen verschiedenen Längenklassen der Güstern und Plötzen. Während Güstern und Plötzen ≤ 10 cm innerhalb des *Flachen Litorals* die dem *Phytal* benachbarte Messstelle 4 präferierten, waren die Einheitsfänge von Güstern und Plötzen des Längenbereichs 11-15 cm an Messstelle 9 am höchsten. Diese Messstelle wies im Vergleich zu Messstelle 4 eine deutlich geringere Abundanz kleinerer Cypriniden und im Vergleich zu Messstelle 6 eine deutlich geringere Abundanz an piscivoren Barschen und Zandern auf. Plötzen > 15 cm grenzten ihr Habitat von den beiden kleineren Längenklassen ab, indem sie sich innerhalb der *Flachen Litorals* bevorzugt an Messstelle 6 aufhielten.

Juvenile Barsche ≤ 10 cm nutzten das strukturarme *Flache Litoral* tagsüber in mindestens demselben Ausmaß wie das *Phytal*. Damit zeigten sie eine andere Verteilung als Plötzen und Güstern derselben Größe, die tagsüber die strukturarmen Bereiche weitgehend mieden. Diese Habitatwahl der juvenilen Barsche widersprach den Erwartungen, da die Nutzung der hohen strukturellen Komplexität von Makrophytenbeständen häufig als Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen angesehen wird (CHRISTENSEN & PERSSON 1993, PERSSON & CROWDER 1998, SCHEFFER 1998, PERROW et al. 1999). Als Hauptgründe werden angeführt, dass (1) Barsche den Plötzen bei der Nahrungsaufnahme in strukturell komplexen Habitaten überlegen sind (WINFIELD 1986, DIEHL 1988, PERSSON 1991), (2) strukturell komplexe Habitate zusätzliches Substrat für Makroinvertebraten bieten, die wiederum von Barschen effektiver erbeutet werden können als von Plötzen (PERSSON 1988), und (3) die Barsche in der Vegetation ein Refugium vor Räubern finden (DIEHL & EKLÖV 1995).

Als Motivation der 0+-Barsche, das *Flache Litoral* in dem beobachteten Umfang zu nutzen, kommt vorrangig die Optimierung der Nettoenergieaufnahme in Betracht. Während die Nahrungsaufnahmerate juveniler Barsche bei der Ernährung mit Zooplankton auch durch dichte Vegetation nicht beeinträchtigt wird (WINFIELD 1986), zeigten die Laborversuche von DIEHL (1988), dass die Aufnahmerate von Chironomidenlarven in dichter Vegetation deutlich geringer als in spärlicher Vegetation oder in offenen Bereichen ist. Im Senftenberger See wurde die per se reduzierte Nahrungsaufnahmerate von Makrozoobenthos in dichter Vegetation durch die hohe Nahrungskonkurrenz in diesem Habitat vermutlich zusätzlich verringert. Zur Zooplanktondichte im *Phytal* liegen keine Messwerte vor, es ist aber anzunehmen, dass sie als Folge der hohen Abundanz juveniler Cypriniden geringer war als im *Flachen Litoral*.

Gleichzeitig war die starke Nutzung des strukturarmen *Flachen Litorals* durch die 0+-Barsche wahrscheinlich eine wesentliche Ursache für ihren hohen Anteil in der Nahrung piscivorer Barsche und Zander. Tagsüber bestand das Prädationsrisiko vor allem durch die tag- und dämmerungsaktiven Barsche, die als optisch orientierte Räuber durch die im Senftenberger See vorherrschenden guten Sichtverhältnisse zusätzlich begünstigt waren (CRAIG 1987, BERGMAN 1988). In den Dämmerungsphasen bestand ein zusätzliches und nachts vermutlich ein fast ausschließliches Prädationsrisiko durch Zander. Neben der im Vergleich zum *Phytal* erhöhten Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens von Räuber und Beute haben Zander und Barsche als mobile Jäger in den strukturarmen Habitattypen im Falle des Zusammentreffens auch eine wesentlich höhere Erfolgsquote als in strukturell komplexen Habitaten (SAVINO & STEIN 1982, WERNER & HALL 1988, CHRISTENSEN & PERSSON 1993). Außerdem sind juvenile Barsche im Vergleich zu juvenilen Plötzen sowohl in strukturierten als auch in offenen Habitaten weniger erfolgreich, nahrungssuchenden piscivoren Barschen zu entkommen (CHRISTENSEN & PERSSON 1993).

Die Nutzung des *Flachen Litorals* tagsüber entspricht nicht dem Verhalten, das 0+-Barsche in verschiedenen Arbeiten unter kontrollierten Bedingungen bei der Anwesenheit von Prädatoren zeigten (PERSSON 1991, CHRISTENSEN & PERSSON 1993, DIEHL & EKLÖV 1995, PERSSON & EKLÖV 1995, EKLÖV & PERSSON 1996, EKLÖV & SVANBÄCK 2006, SKOV et al. 2007). In diesen Versuchen reagierten 0+-Barsche sehr exakt auf das Prädationsrisiko: Sie mieden jeweils das Habitat, in dem sich die Prädatoren (piscivore Barsche oder Hechte) aufhielten. Die Entscheidungsfindung in natürlichen Systemen wie dem Senftenberger See ist jedoch für die Fische wesentlich schwieriger als unter den kontrollierten Bedingungen der Labor- oder Freilandversuche, in welchen den juvenilen Fischen zumeist nur eine Räuberart gegenüber steht, die häufig durch den Versuchsaufbau obendrein keine freie Habitatwahl hat (z. B. bei PERSSON 1991, DIEHL & EKLÖV 1995). In einem Ganzseeexperiment mit Barschen, Hechten und Zandern als Prädatoren haben HÖLKER et al. (2007) jedoch gezeigt, dass juvenile Barsche auch in komplexen natürlichen Systemen mit mehreren Prädatoren erfolgreich auf sich ändernde Prädationsrisiken reagieren können.

Im Senftenberger See hatten die juvenilen Barsche innerhalb des Litorals die Wahl zwischen dem *Phytal*, dem strukturarmen *Flachen Litoral* und dem strukturarmen *Tiefen Litoral*. Während im *Phytal* eine hohe Nahrungskonkurrenz durch Cypriniden sowie (bei Habitatwechseln zwischen dem *Phytal* und dem *Flachen Litoral*) ein Prädationsrisiko durch Hechte bestand, wies das *Flache Litoral* ein höheres Nahrungsangebot und (abseits des Grenzbereichs zum

Phytal) ein geringeres Prädationsrisiko durch Hechte, dafür aber ein hohes Prädationsrisiko durch piscivore Barsche und – in den Dämmerungsphasen und nachts – durch Zander auf. Im *Tiefen Litoral* lag das Räuber : Beuteverhältnis sogar noch erheblich höher als im *Flachen Litoral*. Mit dem *Flachen Litoral* und dem *Phytal* wurden somit aus den drei litoralen Habitat-typen diejenigen ausgewählt, die das günstigere Räuber : Beute-Verhältnis für die 0+-Barsche aufwiesen. Die starke Nutzung des *Flachen Litorals* trotz des damit verbundenen Prädationsrisikos legt nahe, dass die 0+-Barsche im Gegensatz zu den juvenilen Plötzen und Güstern den Schwerpunkt ihrer Habitatwahl im Mittel mehr auf die Optimierung der Nettoenergieaufnahme („high risk/high gain“) als auf die Räubervermeidung („low risk/low gain“) legten. Ein schlechter Ernährungszustand, der bei Barschen und vielen anderen Tierarten die Risikobereitschaft deutlich erhöht (HUNTINGFORD 1993, LIMA 1998a, 1998b, BORCHERDING & MAGNHAGEN 2008), wäre eine plausible Erklärung für die riskante Habitatwahl der 0+-Barsche. Aufgrund des sehr schnellen Wachstums und der hohen Korpu-lenz der Barsche im Senftenberger See kann starker Hunger als Ursache für die Nutzung des *Flachen Litorals* jedoch ausgeschlossen werden.

Der überproportionale Anteil, den 0+-Barsche auch in anderen Seen an der Nahrung piscivo-rer Fische stellen (ARZBACH 1997, HORPPILA et al. 2000, HAERTEL et al. 2002, JACOBSEN et al. 2002, ECKMANN et al. 2006, DÖRNER et al. 2007, SCHARF 2008), ist nicht alleine dadurch zu begründen, dass juvenile Barsche über eine geringere Fähigkeit als juvenile Plötzen verfügen, piscivoren Fischen zu entkommen (CHRISTENSEN & PERSSON 1993, EKLÖV & PERSSON 1995). Er ist zweifellos auch das Resultat ihrer Habitatwahl und Aktivitätsmuster. Beispielsweise führte die Habitatwahl juveniler Barsche sowohl im südfin-nischen Lake Vesijärvi als auch im polnischen Lake Skomielno zu einer hohen Habitatüber-lappung mit ihren potenziellen Räubern, den piscivoren Barschen und Zandern (HORPPILA et al. 2000, PŁASKA & RECHULICZ 2008). WESTERBERG et al. (2004) führten einen Laborversuch durch, in dem die Habitatwahl von 0+-Barschen in Abhängigkeit von der An-oder Abwesenheit piscivorer Barsche untersucht wurde. Dabei war Nahrung nur in den offe-nen Bereichen der Aquarien vorhanden. Unter diesen Bedingungen einer ungleichen Nah-rungsverteilung zwischen den Refugien und den stärker prädationsgefährdeten offenen Berei-chen bewirkte die Anwesenheit piscivorer Barsche nur eine relativ geringe Zunahme der Nutzung der Refugien (simulierte Makrophyten) durch die 0+-Barsche. Diese riskante Habi-tatwahl der Barsche sowohl in Laborversuchen als auch im Freiland deutet darauf hin, dass die zuvor beschriebene „high risk/high gain“-Strategie bei der Habitatwahl ein generelles Charakteristikum für 0+-Barsche sein könnte. Dies würde bedeuten, dass für 0+-Barsche im

Vergleich zu juvenilen Plötzen und Güstern ein deutlich geringerer energetischer Vorteil ausreicht, um sie zur Nutzung prädationsgefährdeter Bereiche zu bewegen (vgl. ABRAHAMMS & DILL 1989). Diese Habitatwahlstrategie der 0+-Barsche steht im Widerspruch zu den Beuteverteilungsmustern, die nach dem spieltheoretischen Habitatwahlansatz von HUGIE & DILL (1994) bei einer flexiblen Habitatwahl sowohl der Beute als auch der Räuber zu erwarten sind. Nach diesem Modell wird die Habitatwahl der Beute stets vorrangig durch das habitat-typbedingte Prädationsrisiko und nur untergeordnet durch die Nahrungsverfügbarkeit bestimmt.

Trotz der aus der Habitatwahl der 0+-Barsche resultierenden hohen Mortalität kann sie im Senftenberger See auf Populationsebene als erfolgreich betrachtet werden, da sie ein schnelles Wachstum, eine frühe Piscivorie und eine indirekte Unterdrückung der konkurrierenden Plötzen, die aufgrund des hohen Bestands piscivorer Barsche tagsüber ins *Phytal* gedrängt wurden, ermöglichte.

Mit Erreichen einer Körperlänge > 10 cm erweiterten die juvenilen Barsche ihren bis dahin weitgehend auf das *Phytal* und das *Flache Litoral* beschränkten Lebensraum um den Habitat-typ *Tiefes Litoral*. Dieselbe Habitaterweiterung fand bei Plötzen und Güstern erst mit einer Länge > 15 cm statt. Potenzielle Prädatoren von juvenilen Barschen > 10 cm waren Barsche ≥ 20 cm, Hechte ≥ 25 cm und Zander ≥ 25 cm. Diese Räuber hatten sowohl tagsüber als auch nachts die höchste Abundanz im *Tiefen Litoral*, wobei nachts der Unterschied zum *Flachen Litoral* statistisch nicht signifikant war. Durch die Habitaterweiterung erhöhten die Barsche > 10 cm erheblich die Wahrscheinlichkeit, auf einen ihrer potenziellen Prädatoren zu treffen. Das Prädationsrisiko in einem bestimmten Habitattyp wird jedoch neben der Wahrscheinlichkeit des Zusammentreffens auch maßgeblich von der Präferenz des Räubers für diese Beute sowie von der gleichzeitigen Anwesenheit stärker präferierter Beutefische bestimmt. Die Habitatausdehnung der 1+-Barsche auf das *Tiefe Litoral* fand im Juni statt und korrespondierte mit dem Auftreten von 0+-Barschen in der Nahrung der Barsche und Zander. Von Juni bis August bestand der Barschanteil in der Nahrung der Zander ausschließlich und in der Nahrung der Barsche ≤ 30 cm nahezu ausschließlich aus 0+-Barschen. Somit bestand ab dem Moment, in dem die 0+-Barsche in das Prädationsfenster der Barsche und Zander hineingewachsen waren, für 1+-Barsche kein nennenswertes Prädationsrisiko mehr durch Barsche ≤ 30 cm und Zander. Die starke Präferenz für kleine Beutefische ist sowohl bei Zandern als auch bei Barschen verbreitet (TURESSON et al. 2002, DÖRNER et al. 2003, 2007). Im Vergleich zu den größeren Barschen der Altersklasse 1+ treten die 0+-Barsche in erheblich

höheren Dichten auf und verfügen aufgrund ihrer niedrigen Schwimmgeschwindigkeit im freien Wasser über geringere Fluchtkapazitäten (CHRISTENSEN 1996). Darüber hinaus steigt die Zeit, die der Räuber vom Beuteergreifen bis zum vollständigen Herunterschlucken der Beute benötigt, exponentiell mit dem Verhältnis von Beutelänge : Räuberlänge an (MITTELBACH & PERSSON 1998, NILSSON & BRÖNMARK 2000, TURESSON et al. 2002).

Mit dem Beginn der Verfügbarkeit der 0+-Barsche als Barsch- und Zandernahrung waren die Hauptprädatoren der 1+-Barsche die Hechte sowie die Barsche > 30 cm. Vor ersteren bot das *Tiefe Litoral* ein besseres Refugium als das *Phytal* oder das *Flache Litoral*. Barsche > 30 cm waren zwar am häufigsten im *Tiefen Litoral* anzutreffen, aber insgesamt mit einem numerischen Anteil von weniger als 1% am Barschbestand vergleichsweise selten.

Die Habitatwahl der 1+-Barsche deutet somit darauf hin, dass diese Altersklasse das aktuelle Prädationsrisiko einzuschätzen vermochte und ihre Habitatwahl daran adaptierte. Eine vergleichbare Adaptation der Habitatwahl an das altersspezifische Prädationsrisiko beobachteten auch MAGNHAGEN & BORCHERDING (2008) bei 0+- und 1+-Barschen aus zwei schwedischen Seen. Die Habitaterweiterung der Barsche > 10 cm um den Habitattyp *Tiefes Litoral* führte im Senftenberger See zu einer partiellen räuberinduzierten Habitatsegregation zwischen juvenilen Barschen ≤ 10 cm und juvenilen Barschen > 10 cm.

4.2.1.2 Strukturelle Komplexität

Von den neun Fischarten, deren Verteilungsmuster analysiert wurde, präferierte keine Längensklasse der Zander, Kaulbarsche, Bleie, Maränen und Barsche das strukturell komplexe *Phytal* signifikant gegenüber allen anderen Habitattypen.

Die **Zander** hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt im *Tiefen Litoral*, zeigten aber keine enge Habitatbindung. Die kleineren Zander nutzten neben dem *Tiefen Litoral* auch das *Flache Litoral* und das Epilimnion des *Pelagials*, die Zander > 40 cm zusätzlich noch das Hypolimnion. Das *Phytal* wurde weitgehend gemieden. Zander meiden auch in anderen Seen makrophytenstrukturierte Bereiche, weil komplexe Strukturen ihren Jagderfolg erheblich vermindern (GREENBERG et al. 1995, JEPSEN et al. 1999).

Die **Kaulbarsche** bevorzugten die strukturarmen epilimnischen Benthalebereiche, also die Habitattypen *Flaches Litoral* und *Tiefes Litoral*. Der Vergleich der Tag- und Nachtfänge deutet darauf hin, dass ein Teil der Kaulbarsche, die sich tagsüber im *Tiefen Litoral* und im *Profundal* aufhielten, in der Abenddämmerung oder nachts ins *Flache Litoral* einwanderte. Iden-

tische tagesperiodische Wanderungen wurden auch in anderen Gewässern beobachtet (OGLE et al. 1995, ECKMANN et al. 2006). Sie bestätigen die Vermutungen von FULLERTON & LAMBERTI (2006), dass die generell nachtaktiven Kaulbarsche tagsüber ein Refugium mit geringer Lichtintensität aufsuchen, welches sie üblicherweise in größeren Wassertiefen oder alternativ in trüberen Seebereichen finden. Makrophytenbestände hingegen dienen nur dann als Tagesrefugium, wenn die zuvor genannten Habitattypen nicht verfügbar sind. Im Senftenberger See wurden die Makrophytenbestände von den Kaulbarschen generell gemieden. Die nächtliche Einwanderung aus den tieferen in die flachen Bereiche diente vermutlich der Nahrungsaufnahme, wie es auch SCHLEUTER & ECKMANN (2008) für die Kaulbarsche im Bodensee nachwiesen. Die Makrozoobenthosuntersuchungen im Senftenberger See zeigten, dass im *Flachen Litoral* eine signifikant höhere Makrozoobenthosbiomasse vorlag als im *Tiefen Litoral*.

Die **Bleie** hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt wie die Kaulbarsche in den strukturarmen epilimnischen Benthalthabitaten, suchten aber auch das *Phytal* und das Epilimnion des *Pelagials* auf. Die Laborexperimente von DIEHL (1988) zeigten, dass Bleie benthische Nahrung in dichter Vegetation nicht effektiv aufnehmen können. Die Ergebnisse dieser Laborexperimente fanden eine Freilandbestätigung in Lake Krankesjön, wo die Bleie ebenfalls strukturarme Habitate gegenüber dichter Makrophytenvegetation bevorzugten (DIEHL 1988).

Der Habitattyp des durch submerse Makrophyten strukturierten *Phytals*, der lediglich auf etwa 2% der nicht versauerten Seefläche anzutreffen war, wurde von Hechten und Rotfedern zeitlebens, von Güstern und Plötzen hingegen nur von den stark prädationsgefährdeten Altersstadien signifikant gegenüber allen anderen Habitattypen bevorzugt.

Für **Hechte** sind Einstände eine Grundvoraussetzung, um als Lauerjäger Erfolg zu haben. Lediglich in sehr trüben Seen ist die Tarnung durch den Einstand nicht erforderlich. Dort zeigen Hechte keine Präferenz für das *Phytal* oder andere komplexe Habitate (SKOV et al. 2002). Für einen klaren und ansonsten strukturarmen Tagebausee wie den Senftenberger See ist jedoch zu postulieren, dass die Ausdehnung des *Phytals* den limitierenden Faktor für die Populationsentwicklung darstellt.

Das Vorkommen von **Rotfedern** ist in Seen in aller Regel ebenfalls auf Litoralbereiche mit aquatischer Vegetation beschränkt (SVÄRDSON 1976, JOHANSSON 1987, EKLÖV & HAMRIN 1989). Sie sind zwar generell omnivor, bei älteren juvenilen und adulten Rotfedern überwiegt aber zumeist eine herbivore Ernährungsweise (PREJS 1984, VAN DONK et al. 1994, LAMMENS & HOOGENBOEZEM 1991, TOMEK et al. 2003). Die komprimierte,

hochrückige Körperform erhöht die Manövrierbarkeit und begründet die Überlegenheit von Rotfedern gegenüber Plötzen bei der Aufnahme von Zooplankton oder Zoobenthos in strukturierten Habitaten, während sie im Freiwasser unterlegen sind (WINFIELD 1986).

Im Senftenberger See hielten sich die Rotfedern tagsüber ausschließlich im *Phytal* auf und wanderten in den Dämmerungsphasen und/oder nachts vereinzelt ins *Flache Litoral* ein. Diese tagesperiodische Horizontalwanderung erhöhte das Prädationsrisiko erheblich, da das höchste Prädationsrisiko in Seen in aller Regel am Übergang zwischen den strukturell komplexen Habitaten und den vorgelagerten offenen Bereichen besteht (SASS et al. 2006). Deshalb lässt sich aus der Durchführung der kleinräumigen tagesperiodischen Horizontalwanderungen vom *Phytal* in das vorgelagerte oder benachbarte *Flache Litoral* ableiten, dass die Ernährungsbedingungen im *Phytal* auch für die an ein Leben innerhalb der Vegetation gut angepassten Rotfedern so unzureichend waren, dass sie das mit der Horizontalmigration verbundene Prädationsrisiko eingingen. Die offenbar ungünstigen Ernährungsbedingungen im *Phytal* des Senftenberger Sees resultierten wahrscheinlich aus der hohen Nahrungskonkurrenz um das Zooplankton und Zoobenthos im *Phytal* sowie möglicherweise aus einer für die herbivore Ernährung von Rotfedern suboptimalen Makrophytenart und/oder einer zu hohen Makrophytendichte. Über die Eignung der dominanten Makrophytenart *Juncus bulbosus* für die Ernährung von Rotfedern liegen allerdings bislang keine Erkenntnisse vor. Aus anderen Seen ist bekannt, dass Rotfedern ein breites Spektrum an Makrophyten konsumieren, aber beispielsweise *Ceratophyllum demersum* und *Myriophyllum verticillatum* negativ selektieren (VAN DONK et al. 1994, NURMINEN et al. 2003). In Laborversuchen nahm die Effizienz von Rotfedern beim Erbeuten von Zooplankton bei hoher struktureller Komplexität stark ab (WINFIELD 1986). Die *Juncus bulbosus*-Bestände im Senftenberger See waren sehr dicht, so dass sie zumindest die größeren Rotfedern bei der Ernährung mit Zooplankton oder Zoobenthos beeinträchtigt haben sollten.

Die im Senftenberger See sehr geringen Rotfeder-Nachtfänge im *Flachen Litoral* im Vergleich zum *Phytal* deuten darauf hin, dass entweder (1) nur ein kleiner Teil der Population tagesperiodische Einwanderungen vom *Phytal* in das strukturarme *Flache Litoral* durchführte, oder (2) die einzelnen Rotfedern das Risiko des Verlassens des Refugiums nicht täglich auf sich nahmen, sondern in festen Proportionen zwischen einer „high risk/high gain“ (tagesperiodische Einwanderung in das strukturarme Litoral) und einer „low risk/low gain“ (Aufenthalt im *Phytal*) Ernährungsstrategie wechselten, wie es GLIWICZ et al. (2006) für die Plötzen in einigen masurischen Seen postulierten. Eine dritte Erklärungsmöglichkeit ist, dass die Rotfe-

dern nur über sehr kurze Distanzen aus dem *Phytal* in das *Flache Litoral* einwanderten und bei diesen Wanderungen aufgrund der zu großen Entfernung zwischen den Messstellen im *Flachen Litoral* und denen im *Phytal* nicht erfasst wurden.

Juvenile Barsche nutzten im Senftenberger See das *Phytal* bei weitem nicht in dem Umfang, der zu erwarten war. Während es auch aus anderen Seen Belege für eine geringe Bindung juveniler Flussbarsche an makrophytenstrukturierte Bereiche gibt (EKLÖV & HAMRIN 1989, HORPPILA et al. 2000, LAUDE 2002, PLASKA & RECHULICZ 2008), zeigten juvenile Flussbarsche im Bodensee (WANG & ECKMANN 1994, FISCHER & ECKMANN 1997) ebenso wie juvenile Gelbbarsche in verschiedenen Seen Nordamerikas eine deutliche Präferenz für makrophytenstrukturierte Bereiche (WEAVER et al. 1996, 1997, FULLERTON & LAMBERTI 2006). Im eutrophen Müggelsee, der nur spärliche Bestände an submersen Makrophyten aufweist, präferierten juvenile Barsche tagsüber Litoralbereiche, die durch Bäume, Büsche und Totholz strukturiert waren (LEWIN et al. 2004). Hieran wird die hohe Plastizität, die juvenile Barsche in ihrer Habitatwahl zeigen, ersichtlich. Möglicherweise boten die durch Holz strukturierten Bereiche im Müggelsee sowie die makrophytenstrukturierten Bereiche im Bodensee und in den nordamerikanischen Seen Barschen ein vorteilhafteres Nahrungshabitat als im Senftenberger See. Totholz sowie untergetauchte Teile von Bäumen und Büschen können eine hohe Zoobenthosbiomasse beherbergen (BOWEN et al. 1998, LEWIN et al. 2004). Für makrophytenstrukturierte Litoralbereiche ist bekannt, dass ihre Effizienz als Refugium für Zooplankton, Makroinvertebraten sowie Fische und als Nahrungshabitat für Fische stark von der Dichte, Wuchsform und Artenzusammensetzung des Makrophytenbestands beeinflusst wird (EKLÖV 1997, WEAVER et al. 1997). Im Senftenberger See wurde das *Phytal* fast ausschließlich von submersen Beständen der Zwiebelbinse *Juncus bulbosus* gebildet. Es ist nicht sichergestellt, dass *Juncus bulbosus* sowohl bezüglich des assoziierten Nahrungsangebotes als auch bezüglich der durch sie gebildeten strukturellen Komplexität ein vorteilhaftes Habitat für juvenile Barsche darstellt. FISCHER & ECKMANN (1997) fanden eine enge Bindung von 0+-Barschen und 0+-Kaulbarschen an Litoralbereiche, die durch *Chara* spp. oder *Potamogeton pectinatus* strukturiert waren. Bereiche, die durch *Potamogeton perfoliatus* strukturiert waren, wurden hingegen nicht aufgesucht. Gelbbarsche waren innerhalb der litoralen Fischgemeinschaft von Lake Mendota (Wisconsin) an den Stellen am häufigsten, an denen die Makrophytengemeinschaft sowohl eine hohe Abundanz und strukturelle Komplexität als auch einen hohen Artenreichtum aufwies (WEAVER et al. 1997). Im Vergleich dazu wiesen die *Juncus bulbosus*-Bestände zwar eine hohe Abundanz und strukturelle Komplexität auf, es handelte sich jedoch überwiegend um Monodominanzbestände, so dass

der Artenreichtum und die hierdurch erzeugte Heterogenität gering waren. Zusätzlich waren sie sehr dicht. In den Freilandversuchen von TEIXEIRA-DE MELLO et al. (2009), in denen künstliche Makrophyten im vegetationsfreien Seelitoral ausgebracht wurden, bevorzugten Fische gemäßigter Breiten generell lockere Vegetation gegenüber dichter Vegetation. In Auen-
gewässern des Oberrheins nahm die Individuen- und Artenzahl der Fischgemeinschaft dem-
entsprechend in sehr dichter Vegetation im Vergleich zu lockerer Vegetation deutlich ab (GEBHARDT 1990).

Aufgrund der numerischen Dominanz, die die Barsche im Senftenberger See trotz ihrer gerin-
gen Bindung an makrophytenstrukturierte Litoralbereiche erreichten, ist die Hypothese, dass
Barsche in mesotrophen Seen vor allem von der dort vorhandenen hohen strukturellen Kom-
plexität der Makrophytenbestände profitieren, zu verwerfen.

Die Alternativhypothese lautet:

*„Barsche profitieren in mesotrophen Seen vor allem von den guten Sichtverhältnissen, wäh-
rend die strukturelle Komplexität der Makrophytenbestände vor allem den Hechten, Rotfe-
dern, Plötzen und Güstern zugute kommt.“*

Gute Sichtverhältnisse sind für die optisch orientierten Barsche eine Grundvoraussetzung für
eine hohe Nahrungsaufnahmerate sowohl bei der Ernährung mit Zoobenthos oder Zooplank-
ton als auch bei piscivorer Ernährung (BERGMAN 1988, DIEHL 1988, JACOBSEN et al.
2002, PEKCAN-HEKIM & LAPPALAINEN 2006, ESTLANDER et al. 2010, NURMINEN
et al. 2010a, 2010b). Im Gegensatz zu Barschen sind Plötzen für die Nahrungsaufnahme nicht
von guten Sichtverhältnissen abhängig (DIEHL 1988, ESTLANDER et al. 2010,
NURMINEN et al. 2010a). Es ist deshalb anzunehmen, dass Plötzen von guten Sicht-
verhältnissen vor allem durch die hierdurch ermöglichte Ausdehnung submerser Makrophy-
tenbestände profitieren, die ihnen ein sicheres Tagesrefugium vor piscivoren Barschen bietet.
Durch die Ausdehnung der makrophytenstrukturierten Bereiche steigt zusätzlich die Nah-
rungsverfügbarkeit in diesem Habitattyp (DIEHL & KORNIJÓW 1998), so dass die juvenilen
Plötzen bei hoher struktureller Komplexität bessere Ernährungsbedingungen finden sollten,
ohne ihren Prädationsschutz zu verlieren.

Die Bedeutung struktureller Komplexität für Plötzen wird durch Untersuchungen im Schön-
felder See (RÜMMLER et al. 2009), im südnorwegischen Lake Gjersjøen (BRABRAND &
FAAFENG 1993) sowie in der Wuppertalsperre (SCHARF 2008) bestätigt. Im Schönfelder
See, einem oligotrophen Braunkohletagebausee, verschoben sich mit der zunehmenden Etab-

lierung von Makrophytenbeständen die Verhältnisse von einer Barschdominanz zu einer Plötzdominanz. Lake Gjersjøen und die Wuppertalsperre sind etwas nährstoffreicher als der Senftenberger See und weisen folglich eine geringere Sichttiefe auf, was den Barsch als optisch orientierten Räuber benachteiligt. Gleichzeitig sind sie aber auch noch strukturärmer als der Senftenberger See. In beiden Gewässern meiden die juvenilen Plötzen aufgrund der Anwesenheit von Zandern das Pelagial. Im extrem strukturarmen Litoral finden sie jedoch kein Refugium. In der Konsequenz werden viele von ihnen von piscivoren Barschen erbeutet, woraus in diesen Gewässern trotz der geringen Sichttiefe eine Barschdominanz resultiert.

Eine weitere Bestätigung, dass Barsche weniger auf strukturell komplexe Refugien angewiesen sind als Plötzen und andere juvenile Cyprinidenarten, liefert die verbreitete Barschdominanz in extrem strukturarmen künstlichen Gewässern unterschiedlicher Trophiegrade wie dem Pfeiffer Baggersee (ELSCHENBRUCH 1999), dem Speldroper Baggersee (BEECK 2003) oder den mit steilen Betonufern versehenen Londoner Trinkwasserreservoirs (KUBEČKA & DUNCAN 1994).

Im Senftenberger See war die Bedeckung von lediglich 2% des Gewässergrundes mit dichten submersen Makrophytenbeständen für die Plötzen ausreichend, um einen Biomasseanteil von 30% am Fischbestand und damit eine Co-Dominanz mit den Barschen zu erreichen. Ein noch geringerer Flächenanteil strukturell komplexer Habitate ist in natürlichen Tieflandseen unter mesotrophen oder schwach eutrophen Bedingungen sehr selten; bei den oben genannten noch strukturärmeren Gewässern handelt es sich mit Ausnahme von Lake Gjersjøen um künstliche Seen (Baggerseen, Braunkohletagebauseen, Speicherbecken) oder Talsperren. Eine Barschdominanz, die dadurch verursacht wird, dass juvenile Plötzen aufgrund der Strukturarmut keine Refugien im Litoral finden, ist deshalb für natürliche Tieflandseen unter mesotrophen Verhältnissen nicht zu erwarten. Folglich ist davon auszugehen, dass eine Biomassedominanz von Barschen in mesotrophen Seen entgegen der ursprünglichen Annahme (PERSSON 1988, PERSSON et al. 1991) eher die Ausnahme als die Regel ist. Diese Hypothese wird durch die Befischungsergebnisse mesotropher nordostdeutscher (RADKE & ECKMANN 2001) und südfinnischer Seen (OLIN et al. 2002) bestätigt. Von den fünf nordostdeutschen und 19 südfinnischen mesotrophen Seen wiesen nur ein bzw. drei Seen eine Biomassedominanz der Barsche auf. Zwei weitere (südfinnische) Seen hatten ein ausgeglichenes Biomasseverhältnis zwischen Barsch und Plötze, während der überwiegende Teil der Seen ($n = 18$) von Plötzen dominiert wurde.

Bedeutung des Phytals für 0+-Fische < 4 cm

Im Gegensatz zu Hechten, Güstern, Plötzen und Rotfedern, die in dieser Untersuchung zeit-lebens (Hechte und Rotfedern) oder in ihren Juvenilstadien das *Phytal* signifikant über alle anderen Habitattypen präferierten, hatten Barsche, Bleie, Kaulbarsche, Maränen und Zander in dem mit Stellnetzen erfassbaren Längenbereich $\geq 4\text{-}5\text{ cm}$ keine Präferenz für das strukturell komplexe *Phytal*. Zahlreiche Untersuchungen haben jedoch gezeigt, dass die frühen Lebensstadien vieler europäischer Fischarten zur Räubervermeidung eine enge Litoralbindung mit Bevorzugung der komplex strukturierten Bereiche aufweisen (COPP 1990, DUNCAN & KUBEČKA 1995, PERSSON & CROWDER 1998, BROSSE et al. 2007). Deshalb soll nachfolgend diskutiert werden, ob diese fünf Fischarten im Senftenberger See auch in den nicht betrachteten Larval- und frühen Juvenilstadien und somit in ihrer gesamten Ontogenese unabhängig von makrophytenstrukturierten Bereichen sein könnten.

Die ersten **0+-Barsche** wurden bereits Ende Juni mit Stellnetzen nachgewiesen; ab August hatte dann der Großteil der 0+-Barsche eine ausreichende Größe erreicht, um mit den Stellnetzen erfasst zu werden. Für die nicht erfasste Larval- und Juvenilphase in den Monaten Mai bis Juli zeigten Bongonetzfänge, dass sich die Larven und frühen Juvenilstadien der Barsche zunächst vorwiegend im *Pelagial* des Senftenberger Sees aufhielten (MATTUKAT 2000). Diese frühe pelagische Phase ist vermutlich ontogenetisch fixiert und dauert einige Wochen (POST & MCQUEEN 1988). Sie endet mit dem ontogenetischen Habitatwechsel in litorale Habitate, wobei die Barschlänge zu diesem Zeitpunkt zwischen 10 mm (MATĚNA 1995) und 30-40 mm (SCHARF et al. 2009) variiert. Dabei suchen die Barsche bevorzugt die dem *Pelagial* zugewandten uferferneren Litoralbereiche auf, um das pelagische Zooplankton effizient als Nahrungsressource nutzen zu können (RADKE 1998, LAUDE 2002). Die geringe Bedeutung des *Phytals* für die Barsche < 5 cm wurde im Senftenberger See durch die Elektrobefischungen, die Beobachtungen der Fischgemeinschaft der ufernahen Bereiche und die Nahrungsuntersuchungen bestätigt. Sowohl im *Phytal* als auch in den strukturarmen ufernächsten Flachwasserbereichen mit Wassertiefen $\leq 1,0\text{ m}$ wurden mit dem Elektrofischereigerät nur sehr vereinzelt Barsche < 5 cm nachgewiesen; die Beobachtung der ufernahen Fischgemeinschaften führte ausschließlich zur Sichtung von Schwärmen juveniler Cypriniden. Barsche < 5 cm traten auch nur sehr vereinzelt in der Nahrung piscivorer Fische auf, die im *Phytal* gefangen wurden, während sie ein häufiger Nahrungsbestandteil piscivorer Fische waren, die sich im *Flachen Litoral*, im *Tiefen Litoral* oder im *Pelagial Epilimnion* aufgehalten hatten. Somit gibt es keine Hinweise auf eine besondere Bedeutung des *Phytals* für die frühen Le-

bensstadien der Barsche. Auch als Laichhabitat sind die phytolithophilen Barsche nicht auf Vegetation angewiesen (BALON 1975). Sie bevorzugen zur Eiablage zwar komplexe Strukturen wie Totholz oder submerse Makrophyten (THORPE 1977), können aber auch auf sandigen oder schlammigen Substraten oder an steilen Betonufern mit Erfolg ablaichen (KUBEČKA & DUNCAN 1994, PROBST et al. 2009a).

Die **Bleie** mit Längen von mindestens 8 cm hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt in den beiden strukturarmen litoralen Habitattypen *Flaches Litoral* und *Tiefes Litoral*, die signifikant gegenüber dem *Pelagial* bevorzugt wurden. Die Bedeutung makrophytenstrukturierter Flachwasserzonen für Bleie < 8 cm kann aus den Untersuchungen im Senftenberger See nicht abgeleitet werden, da weder bei den Elektrobefischungen noch bei den Befischungen mit Bongonetzen (MATTUKAT 2000) zwischen Bleien und den häufigeren Güstern differenziert wurde. Die Untersuchungen von MATĚNA (1995) im tschechischen Římov Reservoir zeigten, dass sich 0+-Bleie nur sehr unregelmäßig im ufernahen Litoral aufhielten und bereits frühzeitig in ihrer Ontogenese tiefere Zonen besiedelten. Im Bodensee präferierten 0+-Bleie die ufernächsten strukturarmen Flachwasserbereiche gegenüber den etwas tiefer gelegenen, durch submerse Makrophyten strukturierten Litoralbereichen (STOLL et al. 2008). Es bestand keine Beziehung zwischen dem Wasserstand und damit der Verfügbarkeit komplex strukturierter Habitate und der Jahrgangsstärke der 0+-Bleie im Juli und August (PROBST et al. 2009b). Einen weiteren Hinweis auf die geringe Bedeutung von struktureller Komplexität für die frühen Altersstadien von Bleien liefert die hohe Abundanz von Bleien in sehr nährstoffreichen, makrophytenarmen Flachseen (LAMMENS 1989, PERROW et al. 1999, MEHNER et al. 2004). Eine enge Bindung von 0+-Bleien an makrophytenstrukturierte Litoralbereiche ist somit auch für Bleie < 8 cm nicht anzunehmen.

Bleie nutzten im Senftenberger See das *Phytal* jedoch als Laichhabitat, wie die Aggregationen laichreifer Bleie im Frühjahr 1997 und 1998 an den Messstellen des *Phytals* zeigten. Das Vorhandensein submerser Makrophyten könnte deshalb für eine erfolgreiche Eiablage und -entwicklung von Bedeutung sein. Aufgrund ihrer Zugehörigkeit zur phytolithophilen Laichgilde (BALON 1975) sind Bleie nicht generell auf submerse Makrophyten als Laichsubstrat angewiesen, sondern können vielerlei Arten von Substraten wie beispielsweise überflutete terrestrische Vegetation, Steine oder Kies nutzen (MATĚNA 1995, KOTTELAT & FREYHOF 2007, PROBST et al. 2009b). Von hoher Bedeutung scheint hingegen die Biofilmbedeckung des Substrates zu sein, wie die Untersuchung von PROBST et al. (2009b) zeigte, in der die Eientwicklung von Bleien in frisch überfluteten Bereichen aufgrund des dort noch nicht vor-

handenen Biofilms erheblich erfolgreicher verlief als in dauerhaft wasserbedeckten Bereichen. Die Bedeckung des Laichsubstrates mit Biofilm verschlechterte sowohl die Haftung der Eier am Substrat als auch die Überlebensrate der Eier während der Eientwicklung. PROBST et al. (2009b) vermuten, dass in Seen, in denen es (wie im Senftenberger See) nicht zu starken Wasserstandsanstiegen kurz vor der Laichzeit der Bleie kommt, die jungen Sprosse submerser Makrophyten aufgrund ihres nur gering ausgeprägten Biofilms eine wichtige Funktion als Laichsubstrat erfüllen können.

Kaulbarsche erreichten in ihrem ersten Lebensjahr bereits im Juli eine Länge von 4-5 cm und konnten dementsprechend mit den eingesetzten Stellnetzen nachgewiesen werden. Bereits mit dieser Größe mieden sie das *Phytal*. Auch bei der regelmäßig durchgeführten Elektrobefischung des *Phytals* wurden keine Kaulbarsche gefangen. Bei den Bongonetzzügen zur Untersuchung der Verteilungsmuster der Fischlarven und 0+-Fische traten Kaulbarschlarven und frühe Juvenilstadien am häufigsten in den tief geschleppten Bongonetzen (Wassertiefe 4-4,5 m) im Epilimnion des *Pelagials* oder im *Tiefen Litoral* auf. Im *Phytal* erfolgten keine Nachweise (F. Mattukat, pers. Mitt.).

Für die Fortpflanzung sind Kaulbarsche ebenfalls nicht zwingend auf Vegetation angewiesen. Sie laichen auf Stein-, Kies und Sandgrund, gelegentlich auch an Wasserpflanzen (BAUCH 1961, BALON 1975, HÖLKER & THIEL 1998). Sogar an den steilen Betonufern der Londoner Trinkwasserreservoirs gelingt ihnen eine erfolgreiche Reproduktion (KUBEČKA & DUNCAN 1994).

Die **Maräne** ist aufgrund ihrer litho-pelagophilen Fortpflanzung (BALON 1975) und ihrer spezialisiert zooplanktivoren Ernährung (HAMRIN 1983) auch in ihren frühen Lebensstadien nicht an aquatische Vegetation gebunden. Abgesehen von einer kurzen Phase nach dem Schlupf, in der sich die Larven manchmal im zeitigen Frühjahr im Litoral konzentrieren (HUUSKO & SUTELA 1997), lebt die Kleine Maräne zeitlebens im *Pelagial* (BAUCH 1961).

Zander wurden ab einer Totallänge von 8 cm mit Stellnetzen nachgewiesen. Dabei hatten die kleinsten Zander ihren Verbreitungsschwerpunkt im *Flachen Litoral* und im *Tiefen Litoral*, während das *Phytal* gemieden wurde. Auch für die mit Stellnetzen nicht erfassten jüngeren Lebensstadien kam dem *Phytal* keine Bedeutung zu. Zanderlarven sowie die frühen Juvenilstadien wurden im Senftenberger See hauptsächlich im *Flachen Litoral*, im *Tiefen Litoral* und im *Pelagial Epilimnion*, aber nur in geringen Abundanzen im *Phytal* gefangen (F. Mattukat, pers. Mitt.). Bei den ufernahen Befischungen mit dem Elektrofischereigerät traten Zander

weder im *Phytal* noch in den ufernahen Bereichen des *Flachen Litorals* auf. Auch für die Eiablage sind Zander nicht auf ein *Phytal* angewiesen. Die Eiablage erfolgt generell in Wassertiefen zwischen 1 m und 8 m in ein Nest, das manchmal aus pflanzlichem Material besteht (LAPPALAINEN et al. 2003).

Somit sind Barsche, Kaulbarsche, Maränen und Zander zu keinem ontogenetischen Zeitpunkt auf das Vorhandensein eines *Phytals* angewiesen. Für Bleie ist hingegen nicht auszuschließen, dass das *Phytal* eine wichtige Funktion als Laichhabitat erfüllt.

4.2.1.3 Seemorphologie

Die Möglichkeit einer Habitatsegregation zwischen verschiedenen Arten oder Größenklassen einer Art nimmt mit steigender Habitatheterogenität zu. Letztere kann in Seen durch makrophytenbedingte strukturelle Komplexität, aber auch durch eine Tiefenvariation innerhalb des Litorals erreicht werden. Der Senftenberger See verfügte im Untersuchungszeitraum nur in sehr wenigen Bereichen über strukturbildende submerse oder emerse Makrophytenbestände. Dafür besitzt er aber im Bereich der Insel eine stark ausdifferenzierte Uferlinie (vgl. Abb. 5). Auch die Tiefenvariation ist sehr hoch. Hierdurch wechseln sich innerhalb des Litorals flachere und tiefere Bereiche ab.

Wie die stark unterschiedliche Größenklassenzusammensetzung im *Tiefen Litoral* und im *Flachen Litoral* zeigt, ermöglichte die Tiefenvariation innerhalb des Litorals eine Habitatsegregation zwischen verschiedenen Größenklassen der Barsche und Plötzen. Das *Tiefe Litoral* war ein bedeutendes Habitat für adulte Barsche und Plötzen. Daneben war es das Haupt habitat der Zander und Kaulbarsche. Es wies von allen Habitattypen den höchsten Anteil an piscivoren Fischen auf. Aus der Höhe der Einheitsfänge ist ersichtlich, dass das *Tiefe Litoral* eine vergleichbar hohe Fischbiomasse wie das *Phytal* und das *Flache Litoral* ernährte. Somit ermöglichte die Tiefenvariation im Senftenberger See eine Habitatsegregation, die in Flachseen vermutlich nur durch eine hohe strukturelle Komplexität zu erreichen wäre.

Die Wachstumsgeschwindigkeiten der juvenilen Plötzen und Barsche deuten darauf hin, dass beide Arten von der Habitatsegregation der verschiedenen Größenklassen profitierten. Die Barsche zeigten im Senftenberger See ein durchgängig schnelles Wachstum (vgl. Kap. 4.2.1.1). Das Wachstum der Plötzen war im Vergleich zu anderen norddeutschen Seen (MÜLLER 1952, BAUCH 1961, ARZBACH 1997, RADKE 1998, LAUDE 2002) im ersten Lebensjahr zwar leicht unterdurchschnittlich, ab dem zweiten Lebensjahr aber überdurchschnittlich. So erreichten Plötzen in 58 norddeutschen Seen im dritten Jahr eine durchschnitt-

liche Länge von 9 cm (BAUCH 1961). Die gut wachsenden Plötzen im mesotrophen Werbelinsee in Brandenburg erreichten mit drei Jahren eine Länge von 12,7 cm (RADKE 1998). Im Senftenberger See waren dreijährige Plötzen durchschnittlich 14,7 cm lang.

Der jährliche Zuwachs der Plötzen nahm im Senftenberger See bis zur Vollendung des dritten Lebensjahres kontinuierlich zu und fiel danach asymptotisch ab. Die Zunahme im zweiten und dritten Lebensjahr spiegelt die zunehmend stärkere Nutzung der Nahrungsressourcen in den offenen Habitaten des *Flachen Litorals* wider. Im ersten Lebensjahr suchten die Plötzen aufgrund des hohen Prädationsdrucks überwiegend das *Phytal* und damit ein wenig profitables Nahrungshabitat auf (PERSSON & EKLÖV 1995, WINFIELD 1986, DIEHL 1988). Die ohnehin geringe Profitabilität des *Phytals* als Nahrungshabitat für Plötzen war im Senftenberger See aufgrund seiner äußerst geringen Ausdehnung und der hieraus resultierenden hohen Fischdichte mit der Konsequenz einer starken Nahrungskonkurrenz noch weiter reduziert. Mit zunehmender Größe nutzten die Plötzen vermehrt die offenen Bereiche (*Flaches Litoral*). Obwohl sie in den ersten beiden Lebensjahren das *Flache Litoral* fast nur in den Dämmerungsphasen und eventuell nachts aufsuchten, wuchsen sie ab dem zweiten Lebensjahr bereits überdurchschnittlich schnell. Dies ist ein Indiz dafür, dass das *Flache Litoral* ein sehr profitables Nahrungshabitat für die juvenilen Plötzen war. Eine Ursache hierfür war sicherlich die verringerte Nahrungskonkurrenz als Folge der Nutzung des *Tiefen Litorals* durch die größeren Barsche und Plötzen.

Vergleichende Untersuchungen von sechs Seen in Wisconsin (USA) zeigten ebenfalls eine hohe Bedeutung der Tiefenvariation im Litoral für die Habitatsegregation innerhalb der Fischgemeinschaft (BENSON & MAGNUSON 1992). Für mittel- und nordeuropäische Seen ergab die Analyse der Fischgemeinschaften, dass flache und tiefe Seen unterschiedliche charakteristische Fischgemeinschaften aufwiesen (MEHNER et al. 2004b, 2005, 2007b). Die tiefen Seen unterschieden sich von den flachen Seen auch nach Ausschluss der mit der Seemorphologie korrelierten Produktivitätsunterschiede nicht nur durch das zusätzliche Auftreten kaltstenothermer Fischarten wie der Kleinen Maräne oder der Quappe (*Lota lota*), sondern auch in den Abundanzverhältnissen der Fischarten, die in beiden Seetypen auftraten (MEHNER et al. 2005). Es ist anzunehmen, dass die beobachteten Unterschiede in der Fischgemeinschaft zumindest teilweise durch die mit steigender Seetiefe zunehmende Habitatheterogenität und die hierdurch ermöglichte Nischentrennung zwischen verschiedenen Arten und Altersstadien zu erklären ist. Die Vermeidung intra- und interspezifischer Konkurrenz durch die Nahrungsnischentrennung zwischen verschiedenen Größenklassen der Barsche und

Plötzen beschrieben KAHL & RADKE (2006) für eine große und tiefe mesotrophe Talsperre und HORPPILA et al. (2000) für einen großen südfinnischen See. Eine mit steigender mittlerer Seetiefe zunehmende Nahrungsnischentrennung zwischen verschiedenen Größenklassen der Barsche könnte auch die Ursache dafür sein, dass in den überwiegend flachen dänischen Seen die Barschbiomasse mit steigender mittlerer Tiefe zunahm (JEPPESEN et al. 2000).

Grundvoraussetzung für die Nutzung des *Tiefen Litorals* als Habitat ist, dass es die Temperaturansprüche der Fische erfüllt und eine ausreichende Sauerstoffkonzentration aufweist. Aufgrund ihrer hohen Bedeutung für die Fische stehen diese beiden abiotischen Faktoren vermutlich am Anfang der hierarchischen Entscheidungsfindung von Fischen bei der Habitatwahl (DIANA 1995, KRAUSE et al. 1998, MATTHEWS 1998). Aufgrund der Temperaturansprüche der Perciden und Cypriniden bietet das *Tiefe Litoral* in gemäßigten Breiten nur dann einen attraktiven Lebensraum und damit die Möglichkeit zur Habitatsegregation gegenüber kleineren Größenklassen, wenn es innerhalb des Epilimnions liegt. Die Sommerverteilung von Barschen ist üblicherweise auf den Temperaturbereich von 16°C bis 31°C beschränkt. Kaulbarsche haben vergleichbare Temperaturansprüche, Zander hingegen etwas höhere (HOKANSON 1977). Plötzen sind als eurytherme Fische (MACLEAN & MAGNUSON 1977) in den Sommermonaten ebenfalls weitgehend auf die epilimnischen Seebereiche beschränkt. Da die Epilimnionschichtdicke jedoch mit steigender Seefläche bzw. steigender effektiver Achsenlänge zunimmt (VENTZ 1974, zitiert in LAWA 1998), steigt auch die Möglichkeit zur Habitatsegregation innerhalb des Litorals mit zunehmender Seefläche an.

Die Maräne war die einzige Fischart, die das *Pelagial* ganzjährig in allen Größenklassen nutzte. Als kaltstenotherme und zooplanktivore Fischart (HAMRIN 1983, 1986, WATERSTRAAT 1990, BÖHN & AMUNDSEN 1998) sind die Maränen sowohl aus physiologischen Gründen als auch zur Nahrungsaufnahme an den Lebensraum der im Sommer thermisch geschichteten tiefen Seebereiche gebunden. Von Juni bis August hielten sie sich ausschließlich im Bereich der beiden untersuchten tiefen Seebecken auf, wo die kleineren Maränen die gesamte Wassersäule nutzten. Maränen > 20 cm mieden hingegen vollständig Bereiche mit Wassertemperaturen von mehr als 19°C, wodurch sie in den Sommermonaten nahezu ausschließlich auf das Hypolimnion beschränkt waren. Dieser Wert korrespondiert gut mit der oberen Temperaturgrenze von 18°C, die HAMRIN (1986) als thermische Verbreitungsschwelle adulter Kleiner Maränen in schwedischen Seen beobachtete.

Tagesperiodische Habitatwechsel zwischen dem *Litoral* und dem *Pelagial* führte nur ein sehr kleiner Anteil der Güster- und Plötzenpopulation durch. Rotfedern waren gänzlich auf die

Litoralbereiche beschränkt. Juvenile Barsche wurden sowohl tagsüber als auch nachts sporadisch im *Pelagial* nachgewiesen, so dass es keine eindeutigen Hinweise auf tagesperiodische Wanderungen zwischen *Pelagial* und *Litoral* gibt.

Für die geringe Ausprägung tagesperiodischer Horizontalwanderungen zwischen dem *Litoral* und dem *Pelagial* und die hieraus resultierende starke Entkopplung zwischen der litoralen und der pelagischen Fischgemeinschaft sind vermutlich drei Ursachen verantwortlich: (1) im *Pelagial* war durch die Anwesenheit der dämmerungs- und nachtaktiven Zander der Prädatationsdruck höher als in den Seen, in denen abendliche Einwanderungen ins *Pelagial* stattfinden, (2) die Maränen reduzierten die Zooplanktonbiomasse im *Pelagial* so effektiv, dass das *Pelagial* keinen nennenswerten Ernährungsvorteil bot, und (3) die Distanzen zwischen *Phytl* und *Pelagial* waren aufgrund der Seefläche so hoch, dass eine tagesperiodische Migration bioenergetisch unvorteilhaft war.

Der große Einfluss von Zandern auf die Aktivitäts- und Verteilungsmuster seiner potenziellen Beutefische ist aus anderen Seen belegt (BRABRAND & FAAFENG 1993, HÖLKER et al. 2007) und wurde bereits in Kapitel 4.2.1.1 erläutert.

Maränen sind obligatorisch zooplanktivor (HAMRIN & PERSSON 1986) und aufgrund ihrer morphologischen Spezialisierung auf diese Nahrung vermutlich gegenüber Plötzen, Rotaugen und Barschen konkurrenzüberlegen (SVÄRDSON 1976). Die vergleichende Untersuchung von 115 schwedischen Seen zeigte, dass Plötzen in Seen, die auch Kleine Maränen beherbergten, das *Pelagial* weniger nutzten als in Seen ohne Maränen (BEIER 2001). Die Zooplanktonuntersuchungen im Senftenberger See ergaben zwar, dass die Zooplanktonbiomasse in allen Untersuchungsmonaten mit Ausnahme des Septembers tagsüber im Epilimnion des *Pelagials* höher war als im *Flachen Litoral*; jedoch wird die bioenergetische Profitabilität eines Habitats bei Fischen, die zur Räubervermeidung tagesperiodische Wanderungen durchführen, nicht nur durch die Nahrungsverfügbarkeit, sondern auch durch die energetischen Kosten des Habitatwechsels bestimmt. Letztere verhalten sich proportional zur zurückzulegenden Entfernung. Deshalb machte wahrscheinlich die Kombination aus der Nahrungskonkurrenz durch die Maränen und den großen Distanzen zwischen den Habitaten tagesperiodische Wanderungen bis ins *Pelagial* bioenergetisch unprofitabel, während diese bei einer höheren Nahrungsverfügbarkeit in Gewässern ohne Maränen oder bei einer geringeren Seefläche profitabel sein könnten. Die Entfernung zwischen den Messstellen im *Pelagial* und im *Flachen Litoral* betrug 500-2000 m, die Entfernung zwischen den Messstellen im *Pelagial* und im *Phytl* 1000-2000 m. Die Untersuchungen von GLIWICZ et al. (2006) an fünf masurischen Seen unter-

schiedlicher Größe haben gezeigt, dass sich nur wenige Plötzen bei tagesperiodischen Nahrungseinwanderungen in das *Pelagial* weiter als ungefähr 500 m vom Tagesrefugium im *Litoral* entfernten.

Der Anteil der Plötzen und Güstern, der im Senftenberger See ins *Pelagial* einwanderte, nahm mit steigender Körperlänge zu. Parallel zur Körperlänge sinkt allerdings sowohl der Energieaufwand für den Habitatwechsel als auch das Prädationsrisiko durch piscivore Fische, so dass sich hieraus keine eindeutigen Schlüsse auf die maßgebliche Ursache ziehen lassen.

In der vorliegenden Untersuchung befanden sich die Messstellen im zentralen Bereich des *Pelagials* und somit in einer relativ hohen Entfernung vom Ufer. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass Fischarten oder Größenklassen, die in diesem Bereich nicht nachgewiesen wurden, nicht dennoch die nicht beprobten ufernäheren Bereiche des *Pelagials* aufgesucht haben. So nutzte der Fischbestand im mesotrophen Lake Pareloup in Südfrankreich im Sommer tagsüber durchaus das *Pelagial*, bevorzugte dabei aber deutlich dessen ufernähen gegenüber den uferfernen Bereichen (BROSSE et al. 1999). Als sicher anzunehmen ist jedoch, dass sich die Fischgemeinschaft des *Pelagials* mit zunehmender Seefläche vermehrt von der litoralen Fischgemeinschaft entkoppelt, wobei diese Entkoppelung vermutlich sowohl durch die Anwesenheit von Maränen als auch durch die Anwesenheit von Zandern verstärkt wird.

4.2.2 Schlussfolgerungen

- (1) Strukturarme flache Litoralbereiche mit Wassertiefen ≤ 3 m erfüllten eine wesentlich wichtigere Funktion für die juvenile Fischgemeinschaft als zu erwarten gewesen wäre. Die numerischen Einheitsfänge im strukturarmen *Flachen Litoral* lagen in vergleichbarer Höhe wie im strukturell komplexen *Phytal* und wesentlich höher als im *Tiefen Litoral* oder im *Pelagial*. Das *Flache Litoral* diente juvenilen Barschen sowie juvenilen Plötzen, Güstern und Rotfedern als Nahrungshabitat. Während sich die juvenilen Barsche sowohl tagsüber als auch in den Dämmerungsphasen und/oder nachts an allen Messstellen des *Flachen Litorals* aufhielten, nutzten die juvenilen Cypriniden das *Flache Litoral* nur dann, wenn es in der Nähe der tagsüber als Refugium genutzten strukturell komplexen Litoralbereiche lag. Aus Sicht der juvenilen Fische war das Räuber : Beute-Verhältnis im *Flachen Litoral* deutlich günstiger als im *Tiefen Litoral* oder im *Pelagial Epilimnion*.
- (2) Unter der Voraussetzung, dass die im Senftenberger See vorgefundene Bindung der juvenilen Barsche und Plötzen an makrophytenstrukturierte Bereiche repräsentativ für me-

sotrophe Seen ist, profitieren Plötzen stärker von Makrophytenbeständen als Barsche. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu der verbreiteten Annahme, dass die strukturelle Komplexität der Makrophytenbestände ein Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen ist (z. B. CHRISTENSEN & PERSSON 1993, PERSSON & CROWDER 1998, SCHEFFER 1998, PERROW et al. 1999) und wirft damit ein neues Bild auf die Barsch-Plötze-Interaktionen in mesotrophen Seen.

- (3) Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung lassen den Schluss zu, dass die Habitatwahl der juvenilen Plötzen und Güstern maßgeblich durch Räubervermeidung („low risk/low gain“), die Habitatwahl der juvenilen Barsche hingegen maßgeblich durch die Optimierung der Nettoenergieaufnahme bestimmt wurde („high risk/high gain“). Beide Strategien erwiesen sich im Senftenberger See auf Populationsebene als erfolgreich, was das schnelle Wachstum beider Fischarten und ihre Co-Dominanz (bezogen auf die Biomasse) belegen. Die Barsche unterlagen in ihrem ersten Lebensjahr zwar einem starken Prädationsdruck, erreichten durch ihre hohe Nettoenergieaufnahme aber ein so schnelles Wachstum, dass sie bereits im zweiten Lebensjahr piscivor wurden und im dritten Lebensjahr ein funktionales Refugium vor der Prädation durch Barsche und Hechte erreichten. Die Plötzen waren hingegen sehr erfolgreich in der Räubervermeidung und erzielten ab dem zweiten Lebensjahr ein gutes Wachstum. Da die juvenilen Plötzen und Güstern stärker auf Refugien angewiesen waren als Barsche, ist anzunehmen, dass eine weitere Verringerung des Flächenanteils strukturell komplexer Habitate den Erfolg der Plötzen und Güstern und damit ihren Anteil am Fischbestand verringern würde.
- (4) Die ausgeprägte Tiefenvariation innerhalb des Litorals des Senftenberger Sees ermöglichte eine Habitatsegregation zwischen verschiedenen Arten und Größenklassen. Hierdurch verringerte sich sowohl die inter- und intraspezifische Konkurrenz als auch der Prädationsdruck in den flacheren strukturarmen Bereichen. Da eine vertikale Habitatsegregation innerhalb der Benthalhhabitate aufgrund der Temperaturansprüche der Perciden und Cypriniden nur innerhalb des Epilimnions möglich ist und die Epilimnionschichtdicke mit steigender Seefläche bzw. steigender effektiver Achsenlänge zunimmt, vergrößert sich die Möglichkeit zur Habitatsegregation innerhalb des Litorals sowohl mit steigender Tiefenvariation als auch mit steigender Seefläche.
- (5) Die Hypothese, dass die Abundanz piscivorer Fische kausal mit der Abundanz submerser Makrophyten korreliert ist (PERSSON & EKLÖV 1995, DIEHL & KORNIJÓW 1998), hat keine Bestätigung gefunden. Es ist generell anzuzweifeln, dass diese Hypothese für mesotrophe Seen, in denen Barsche die häufigste piscivore Fischart sind, zutrifft. Die Er-

gebnisse der vorliegenden Untersuchung deuten darauf hin, dass piscivore Barsche in mesotrophen Seen vor allem von der geringen Trübung profitieren. Strukturarmut fördert piscivore Barsche ebenso wie Zander sogar, indem ihre Beutefische keine Refugien finden. Eine Grundvoraussetzung für eine hohe Abundanz piscivorer Fische in strukturarmen mesotrophen Seen ist vermutlich eine hohe Habitatheterogenität als Folge einer großen Seefläche und hohen mittleren Tiefe. Diese gewährleistet die erforderliche Nahrungsnischentrennung zwischen den verschiedenen Größenklassen piscivorer Fische.

- (6) Die Fischgemeinschaften des *Litorals* und des *Pelagials* waren weitgehend voneinander entkoppelt. Nur ein sehr kleiner Teil der Fischgemeinschaft führte tagesperiodische Wanderungen zwischen *Litoral* und *Pelagial* durch. Die Ursache für diese starke Entkopplung liegt vermutlich in der Kombination aus der großen Seefläche und den damit verbundenen weiten Distanzen zwischen den Habitattypen, dem Prädationsrisiko durch die Zander und der starken Nahrungskonkurrenz im *Pelagial* durch die Maränen.
- (7) Die drei Fischarten Blei, Kaulbarsch und Zander profitieren aufgrund ihrer Präferenz für offene Habitate vermutlich von der Strukturarmut in Braunkohletagebauseen. Kaulbarschen und Bleien bieten die strukturarmen Litoralbereiche bessere Nahrungshabitate als von Makrophyten strukturierte Bereiche. Zander werden durch die Strukturarmut gefördert, da die strukturarmen Litoralbereiche Beutefischen keine Refugien bieten und somit das Beutefischangebot in den offenen Habitaten, in denen Zander effiziente Jäger sind, erhöhen.

5 Zusammenfassung

In den neuen Bundesländern wurde die Braunkohleförderung seit 1990 stark reduziert. Durch die Flutung der stillgelegten Tagebaue entstehen zahlreiche Tagebauseen im Mitteldeutschen und im Lausitzer Braunkohlerevier. Der überwiegende Teil der neu entstehenden Wasserfläche entfällt dabei auf große, geschichtete, oligo- oder mesotrophe Seen. Sie weisen zwei Merkmale auf, in denen sie sich grundlegend von den natürlichen Seen des Norddeutschen Tieflands unterscheiden:

Zahlreiche Tagebauseen sind entweder geogen versauert oder weisen ein latentes Versauerungspotenzial auf. Für die fischereiliche Bewirtschaftung dieser Seen ist deshalb die Kenntnis der kritischen pH-Werte für verschiedene Altersstadien einheimischer Fischarten von hoher Bedeutung. Bisherige Untersuchungen zur Säuretoleranz von Fischen wurden jedoch fast ausschließlich vor dem Hintergrund der Versauerung von schwach gepufferten Weichwasserseen und -flüssen durch atmosphärische Deposition durchgeführt. Die dort ermittelten kritischen pH-Werte lassen sich aber aufgrund der völlig anderen hydrochemischen Bedingungen nicht ohne weiteres auf die elektrolytreichen Tagebauseen übertragen.

Typische morphologische Charakteristika der Tagebauseen sind teilweise ausgedehnte sandige Litoralbereiche sowie ausgeprägte Tiefenunterschiede auf kleinstem Raum. Die sandigen Litoralbereiche pH-neutraler Tagebauseen werden häufig nur langsam und spärlich durch emerse und submerse Makrophyten besiedelt, so dass hier die in natürlichen nährstoffarmen Seen häufig auftretende hohe strukturelle Komplexität fehlt.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, Erkenntnisse darüber zu erlangen, welche Fischgemeinschaft sich unter diesen speziellen Bedingungen der Braunkohletagebauseen ausbildet, wie sie strukturiert ist, und welche intra- und interspezifischen Wechselwirkungen auftreten.

Um Erkenntnisse über die Säuretoleranz einheimischer Fischarten unter den hydrochemischen Bedingungen der geogen versauerten Tagebauseen zu erlangen, wurde die Verteilung der Fische innerhalb eines natürlichen pH-Gradienten (pH 3,2-7,5) in einem Tagebausee der Lausitz, dem Senftenberger See, analysiert. Ergänzend wurden die Auswirkungen einer unbeabsichtigten mehrmonatigen pH-Absenkung im gesamten See sowie einer weiteren pH-Absenkung in einer weitgehend vom Wasseraustausch mit dem restlichen See abgeschlossenen Bucht untersucht. Darüber hinaus wurden die Verteilung der Fische in einem zweiten partiell versauerten (pH 4,3-6,8) Tagebausee und der Fischbestand eines permanent versauerten Tagebausees (pH 3,5-4,1) untersucht.

- Innerhalb des pH-Gradienten stieg mit sinkendem pH-Wert der Anteil der Barsche (*Perca fluviatilis*), Hechte (*Esox lucius*) und Rotfedern (*Scardinius erythrophthalmus*) in den Fängen, während der Anteil der Güstern (*Blicca bjoerkna*) und Plötzen (*Rutilus rutilus*) abnahm.
- Die episodische mehrmonatige Versauerung des ansonsten neutralen Teils des Senftenberger Sees auf pH 4,5-5,1 ermöglichte immer noch eine erfolgreiche Reproduktion der Hechte und Flussbarsche, während die Kleine Maräne (*Coregonus albula*) keinen Reproduktionserfolg hatte.
- Ein Absinken des pH-Wertes auf 3,5 war auch für die säuretoleranten Fischarten Barsch, Hecht und Rotfeder letal.
- Adulte Flussbarsche überlebten im permanent versauerten Olbasee bei pH 3,5-4,1 und einer sehr niedrigen Aluminiumkonzentration (0,02 mg/L) für mindestens zwei Jahre, pflanzten sich jedoch nicht erfolgreich fort. Dieser pH-Bereich stellt vermutlich bei den im Olbasee vorherrschenden Bedingungen hoher Calcium- und niedriger Aluminiumkonzentrationen, die den Säurestress mindern, die Untergrenze für das Überleben adulter und älterer juveniler Flussbarsche dar.
- Sowohl die artspezifischen Unterschiede in der Säuretoleranz einzelner Fischarten als auch die kritischen pH-Untergrenzen wichen nicht systematisch von den publizierten Ergebnissen aus regenversauerten Weichwasserseen ab. Ich vermute, dass der Säurestress, den die erhöhte Aluminiumkonzentration in den Tagebauseen verursacht, durch die ebenfalls erhöhte Calciumkonzentration kompensiert wird. Allerdings traten in den Untersuchungsgewässern nur Aluminiumkonzentrationen $\leq 0,6$ mg/L auf. Für versauerte Tagebauseen, in denen höhere Aluminiumkonzentrationen vorherrschen, wird eine geringere Säuretoleranz als in versauerten Weichwasserseen postuliert.

Die Auswirkungen der Seemorphologie und Habitatstruktur auf die Fischgemeinschaft großer und strukturarmer mesotropher Tagebauseen wurden am Beispiel des Senftenberger Sees untersucht, der über ausgedehnte strukturarme Litoralbereiche, aber nur sehr punktuell über ein durch Makrophyten strukturiertes *Phytal* verfügt. Hierzu wurden die Verteilungsmuster und Interaktionen der häufigsten Fischarten Blei (*Abramis brama*), Barsch, Güster, Hecht, Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernuus*), Kleine Maräne, Plötze, Rotfeder und Zander (*Sander lucioperca*) in sieben Probenahmekampagnen zwischen April und Oktober eines Jahres erfasst. Bei jeder Probenahmekampagne wurden zwischen 11 und 14 Messstellen mit Stellnetzen gestaffelter Maschenweiten (6-65 mm Maschenweite) beprobt. Die Messstellen deck-

ten mit den sechs Habitattypen *Phytal*, *Flaches Litoral*, *Tiefes Litoral*, *Profundal*, *Pelagial Epilimnion* und *Pelagial Hypolimnion* alle im Senftenberger See vorhandenen Makrohabitattypen ab. Zusätzlich zu der Erfassung der Fischverteilung wurden das Nährtierangebot (Zooplankton und Makrozoobenthos) und die chemisch-physikalischen Parameter in den verschiedenen Habitattypen erfasst. Zur Quantifizierung der Räuber-Beute-Beziehungen wurden Nahrungsuntersuchungen an Barschen, Hechten und Zandern durchgeführt.

- Numerisch wurde die Fischgemeinschaft des Senftenberger Sees von Barschen (45%), Plötzen (26%) und Maränen (15%) dominiert. Hinsichtlich der Biomasse stellten Barsche und Plötzen mit 30% bzw. 31% vergleichbar hohe Anteile, gefolgt von Zandern (13%) und Maränen (10%).
- Über alle Untersuchungsmonate betrachtet ernährte sich ungefähr 30% der Fischbiomasse piscivor. Die Hauptbeutefische der Barsche, Zander und Hechte waren 0+-Barsche und Maränen, die beide einem starken Prädationsdruck ausgesetzt waren.
- Hechte und Rotfedern hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt zeitlebens im *Phytal*. Plötzen und Güstern zeigten in den prädationsgefährdeten Juvenilstadien ebenfalls eine enge Bindung ans *Phytal*. Mit zunehmender Länge erweiterten sie ihren Lebensraum zunächst um das *Flache Litoral* und später um das *Tiefe Litoral*. Während adulte Güstern alle drei litoralen Habitattypen in vergleichbaren Anteilen nutzten, verlagerten Plötzen mit zunehmender Länge ihren Verbreitungsschwerpunkt vom *Phytal* über das *Flache Litoral* ins *Tiefe Litoral*. Barsche ≤ 10 cm verteilten sich gleichmäßig auf das *Phytal* und das *Flache Litoral*, während Barsche > 10 cm ihren Lebensraum um das *Tiefe Litoral* erweiterten, wohin sie mit zunehmender Länge auch ihren Verbreitungsschwerpunkt verlagerten. Kaulbarsche, Bleie und Zander hatten ihren Verbreitungsschwerpunkt in den strukturarmen epilimnischen Benthalebereichen (*Flaches Litoral* und *Tiefes Litoral*), während der Aufenthalt der Maränen weitgehend auf die Habitattypen der tiefen Seebereiche (*Pelagial Epilimnion*, *Pelagial Hypolimnion*, *Profundal*) beschränkt war.
- Von der Strukturarmut im Senftenberger See profitierten vermutlich besonders die drei Fischarten Blei, Kaulbarsch und Zander. Kaulbarschen und Bleien bieten die strukturarmen Litoralbereiche bessere Nahrungshabitate als von Makrophyten strukturierte Bereiche. Zander werden durch die Strukturarmut gefördert, da die strukturarmen Litoralbereiche Beutefischen kaum Refugien bieten und sie somit in die offenen Bereiche zwingen, in denen Zander effiziente Jäger sind.

- Die Fischabundanzen und -biomassen im strukturarmen *Flachen Litoral* waren mit denen im *Phytal* vergleichbar. Damit wies dieser Habitattyp eine wesentlich höhere Fischdichte und -biomasse auf, als aufgrund seiner im Vergleich zum *Phytal* sehr eingeschränkten Funktion als Refugium zu erwarten war. Während juvenile Barsche das gesamte *Flache Litoral* sowohl tagsüber als auch nachts als Habitat nutzten, wanderten juvenile Plötzen und Güstern nur in den Dämmerungsphasen und/oder nachts aus dem *Phytal* in die an dieses angrenzenden Bereiche des *Flachen Litorals* ein. Juvenile Plötzen und Güstern waren in ihrer Habitatwahl somit wesentlich stärker auf die strukturell komplexen Bereiche fixiert als juvenile Barsche. Unter der Voraussetzung, dass diese im Senftenberger See vorgefundenen Verteilungsmuster repräsentativ für mesotrophe Seen sind, ist die Hypothese, dass die strukturelle Komplexität der Makrophytenbestände der Schlüsselfaktor für den Erfolg von Barschen in mesotrophen Seen ist, zu verwerfen. Die Alternativhypothese lautet, dass Barsche in mesotrophen Seen vor allem von den guten Sichtverhältnissen profitieren.
- Als Ursache für die unerwartet geringe Nutzung des *Phytals* durch die juvenilen Barsche wird vermutet, dass der Habitatwahl juveniler Barsche eine andere Strategie zugrunde liegt als der Habitatwahl juveniler Plötzen und Güstern: Während der entscheidende Parameter für die Habitatwahl juveniler Barsche die Optimierung der Nettoenergieaufnahme ist („high risk/high gain“), wird die Habitatwahl juveniler Plötzen und Güstern vorrangig durch Räubervermeidung bestimmt („low risk/low gain“).
- Beide Habitatwahlstrategien erwiesen sich als erfolgreich. Die juvenilen Plötzen waren sehr erfolgreich in der Räubervermeidung und erreichten ab dem zweiten Lebensjahr ein schnelles Wachstum. Obwohl im Senftenberger See nur 2% der Seefläche durch Makrophyten strukturiert war, war diese Fläche ausreichend, um einen Biomasseanteil der Plötzen von 30% am Fischbestand und damit eine Co-Dominanz mit den Barschen zu erreichen. Die Barsche unterlagen zwar in ihrem ersten Lebensjahr einem hohen Prädationsdruck, erreichten aber dafür ein so schnelles Wachstum, dass sie bereits in ihrem zweiten Lebensjahr piscivor wurden und im dritten Lebensjahr ein funktionales Refugium vor der Prädation durch Barsche und Hechte erreichten.
- Die ausgeprägte Tiefenvariation des Senftenberger Sees führte dazu, dass dieser sowohl großflächige Flachwasserbereiche mit Wassertiefen ≤ 3 m als auch ausgedehnte tiefere Litoralbereiche aufwies. Diese Tiefenvariation ermöglichte eine Habitatsegregation zwischen verschiedenen Barsch- und Plötzengrößenklassen. Dabei ernährte das *Tiefe Litoral* eine vergleichbar hohe Fischbiomasse wie die flacheren Litoralbereiche. Dies verringerte

sowohl die inter- und intraspezifische Konkurrenz als auch den Prädationsdruck im *Flachen Litoral*.

Literatur

- ABRAHAMSON, M. V. & DILL, L. M. (1989): A determination of the energetic equivalence of the risk of predation. *Ecology* 70, 999-1007.
- ALABASTER, J. S. & LLOYD, R. (1980): *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Butterworths, London, 21-45.
- APPELBERG, M. (2000): Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. *Fiskeriverket information 2000:1*, 32 S.
- APPELBERG, M., BERGER, H. M., HESTHAGEN, T., KLEIVEN, E., KURKILAHTI, M., RAITANIEMI, J. & RASK, M. (1995): Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water Air Soil Pollut.* 85, 401-406.
- ARZBACH, H. H. (1997): *Untersuchungen zur allgemeinen Ökologie, Radioökologie und Trophodynamik am Fischbestand des Plußsees in Schleswig-Holstein, Norddeutschland*. Dissertation, Universität Hamburg, 313 S.
- ÅSTRÖM, M., ÖSTERHOLM, P., BÄRLUND, I. & TATTARI, S. (2007): Hydrochemical effects of surface liming, controlled drainage and lime-filter drainage on boreal acid sulfate soils. *Water Air Soil Pollut.* 179, 107-116.
- BACKHAUS, K., ERICHSON, B., PLINKE, W. & WEIBER, R. (2000): *Multivariate Analysemethoden: Eine anwendungsorientierte Einführung*, 9. Auflage. Springer-Verlag, Berlin, 661 S.
- BAKER, J. P. (1982): Effects on fish of metals associated with acidification. In: Johnson, R. E. (Hrsg.): *Acid Rain/Fisheries. Proceedings of an International Symposium on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America*, Cornell University, Ithaca, New York, August 2-5, 1981, 165-175. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- BALON, E. K. (1975): Reproductive guilds of fishes: A proposal and definition. *J. Fish. Res. Board Can.* 32, 821-864.
- BAUCH, G. (1961): *Die einheimischen Süßwasserfische*, 4. Auflage. Neumann Verlag, Radebeul & Berlin, 198 S.

- BEAMISH, R. J., LOCKHART, W. L., VAN LOON, J. C. & HARVEY, H. H. (1975): Long-term acidification of a lake and resulting effects on fishes. *AMBIO* 4, 98-102.
- BEAN, C. W. & WINFIELD, I. J. (1995): Habitat use and activity patterns of roach (*Rutilus rutilus* (L.)), rudd (*Scardinius erythrophthalmus* (L.)), perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the laboratory: the role of predation threat and structural complexity. *Ecology of Freshwater Fish* 4, 37-46.
- BEECK, P. (2003): The early piscivory of European perch (*Perca fluviatilis*): A neglected phenomenon with notable consequences for the population structure and fish community in lake ecosystems. Dissertation, Universität Köln, 115 S.
- BEECK, P., TAUBER, S., KIEL, S. & BORCHERDING, J. (2002): 0+ perch predation on 0+ bream: a case study in a eutrophic gravel pit lake. *Freshwater Biology* 47, 2359-2369.
- BEIER, U. (2001): Habitat distribution and size structure in freshwater fish communities: effects of vendace on interactions between perch and roach. *J. Fish Biol.* 59, 1437-1454.
- BENNDORF, J. (1994): Sanierungsmaßnahmen in Binnengewässern: Auswirkungen auf die trophische Struktur. *Limnologica* 24, 121-135.
- BENSON, B. J. & MAGNUSON, J. J. (1992): Spatial heterogeneity of littoral fish assemblages in lakes: Relation to species diversity and habitat structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 1493-1500.
- BERGMAN, E. (1988): Foraging abilities and niche breadths of two percids, *Perca fluviatilis* and *Gymnocephalus cernua*, under different environmental conditions. *J. Anim. Ecol.* 57, 443-453.
- BERGMAN, E. & GREENBERG, L. A. (1994): Competition between a planktivore, a benthivore, and a species with ontogenetic diet shifts. *Ecology* 75, 1233-1245.
- BERGQUIST, B. C. (1991): Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. *Nord. J. Freshwat. Res.* 66, 50-62.
- BILLARD, R. (1996): Reproduction of pike: gametogenesis, gamete biology and early development. In: Craig, J. F. (Hrsg.): *Pike - Biology and exploitation*, 13-43. Chapman & Hall, London.
- BOHL, E. (1980): Diel pattern of pelagic distribution and feeding in planktivorous fish. *Oecologia* 44, 368-375.

-
- BØHN, T. & AMUNDSEN, P.-A. (1998): Effects of invading vendace (*Coregonus albula* L.) on species composition and body size in two zooplankton communities of the Pasvik River System, northern Norway. *J. Plankton Res.* 20, 243-256.
- BOLLENBACH, M. (1998): Struktur und Dynamik der Bestände großer wirbelloser Räuber und ihre Rolle im pelagischen Nahrungsnetz der biomanipulierten Talsperre Bautzen. Diplomarbeit, Technische Universität Dresden, 108 S.
- BORCHERDING, J. & MAGNHAGEN, C. (2008): Food abundance affects both morphology and behaviour of juvenile perch. *Ecology of Freshwater Fish* 17, 207-218.
- BOTTRELL, H. H., DUNCAN, A., GLIWICZ, Z. M., GRYGIEREK, E., HERZIG, A., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., KURASAWA, H., LARSSON, P. & WEGLENSKA, T. (1976): A review of some problems in zooplankton studies. *Norw. J. Zool.* 24, 419-456.
- BOWEN, K. L., KAUSHIK, N. K. & GORDON, A. M. (1998): Macroinvertebrate communities and biofilm chlorophyll on woody debris in two Canadian oligotrophic lakes. *Arch. Hydrobiol.* 141, 257-281.
- BRABRAND, Å. & FAAFENG, B. (1993): Habitat shift in roach (*Rutilus rutilus*) induced by pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) introduction: Predation risk versus pelagic behaviour. *Oecologia* 95, 38-46.
- BRÄMICK, U., DIEKMANN, M., LEMCKE, R. & MEHNER, T. (2008): Assessing shifts in fish assemblages of German large lakes by literature data and commercial catch statistics. *Arch. Hydrobiol.* 171, 87-103.
- BROSSE, S., LEK, S. & DAUBA, F. (1999): Predicting fish distribution in a mesotrophic lake by hydroacoustic survey and artificial neural networks. *Limnol. Oceanogr.* 44, 1293-1303.
- BROSSE, S., GROSSMANN, G. D. & LEK, S. (2007): Fish assemblage patterns in the littoral zone of a European reservoir. *Freshwater Biology* 52, 448-458.
- BROWN, D. J. A. (1982): The effect of pH and calcium on fish and fisheries. *Water Air Soil Pollut.* 18, 343-351.

-
- BUTLER, R. L., COOPER, E. L., CRAWFORD, J. K., HALES, D. C., KIMMEL, W. G. & WAGNER, C. C. (1973): Fish and food organisms in acid mine waters of Pennsylvania. Technical Report, EPA/R-3-73-032, 158 S.
- CAREY, M. P. & MATHER, M. E. (2009): Identifying across-system sources of variation in a generalist freshwater fish: correlates of total and size-specific abundance of yellow perch. *Ecology of Freshwater Fish* 18, 145-155.
- CASSELMAN, J. M. & LEWIS, C. A. (1996): Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53 (Suppl.1), 161-174.
- CHAMBERS, P. A. & KALFF, J. (1985): Depth distribution and biomass of submersed aquatic macrophyte communities in relation to Secchi depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42, 701-709.
- CHRISTENSEN, B. (1996): Predator foraging capabilities and prey antipredator behaviours: pre- versus postcapture constraints on size-dependent predator-prey interactions. *Oikos* 76, 368-380.
- CHRISTENSEN, B. & PERSSON, L. (1993): Species-specific antipredatory behaviours: effects on prey choice in different habitats. *Behav Ecol Sociobiol* 32, 1-9.
- CLAESSEN, D., VAN OSS, C., DE ROOS, A. M. & PERSSON, L. (2002): The impact of size-dependent predation on population dynamics and individual life history. *Ecology* 83, 1660-1675.
- COPP, G. H. (1990): Shifts in the microhabitat of larval and juvenile roach, *Rutilus rutilus* (L.), in a floodplain channel. *J. Fish Biol.* 36, 683-692.
- CRAIG, J. F. (1987): The biology of perch and related fish. Croom Helm, London, 333 S.
- DEBUS, L. & WINKLER, H. M. (1996): Hinweise zur computergestützten Auswertung von Nahrungsanalysen. *Rostock. Meeresbiolog. Beitr.* 4, 97-110.
- DEDEREN, L. H. T., LEUVEN, R. S. E. W., WENDELAAR BONGA, S. E. & OYEN, F. G. F. (1986): Biology of the acid-tolerant fish species *Umbra pygmaea* (De Kay, 1842). *J. Fish Biol.* 28, 307-326.
- DEGERMAN, E., APPELBERG, M. & NYBERG, P. (1992): Effects of liming on the occurrence and abundance of fish populations in acidified Swedish lakes. *Hydrobiologia* 230, 201-212.

-
- DEMBINSKI, W. (1971): Vertical distribution of vendace *Coregonus albula* L. and other pelagic fish species in some Polish lakes. *J. Fish Biol.* 3, 341-357.
- DEV (1986-1998). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung. Verlag Chemie, Weinheim.
- DIANA, J. S. (1995): Biology and ecology of fishes. Biological Sciences Press, Carmel, USA, 441 S.
- DIBBLE, E. D., KILLGORE, K. J. & HARREL, S. L. (1996): Assessment of fish-plant interactions. *American Fisheries Society Symposium* 16, 357-372.
- DIEHL, S. (1988): Foraging efficiency of three freshwater fishes: Effects of structural complexity and light. *Oikos* 53, 207-214.
- DIEHL, S. & EKLÖV, P. (1995): Effects of piscivore-mediated habitat use on resources, diet, and growth of perch. *Ecology* 76, 1712-1726.
- DIEHL, S., KORNIJÓW, R. (1998): Influence of submerged macrophytes on trophic interactions among fish and macroinvertebrates. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (Hrsg.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes, 24-46. Springer-Verlag, New York.
- DIEKMANN, M., BRÄMICK, U., LEMCKE, R. & MEHNER, T. (2005): Habitat-specific fishing revealed distinct indicator species in German lowland lake fish communities. *Journal of Applied Ecology* 42, 901-909.
- DIETRICH, G. J., DIETRICH, M., HLIWA, P., STABINSKI, R., NYNCA, J., ANDRONOWSKA, A. & CIERESZKO, A. (2009): Semen biology of vendace (*Coregonus albula* L.). *Fish Physiol. Biochem.* 36, 419-425.
- DÖRNER, H. & WAGNER, A. (2003): Size-dependent predator-prey relationships between perch and their fish prey. *J. Fish Biol.* 62, 1021-1032.
- DÖRNER, H., WAGNER, A. & BENNDORF, J. (1999): Predation by piscivorous fish on age-0 fish: spatial and temporal variability in a biomanipulated lake (Bautzen reservoir, Germany). *Hydrobiologia* 408/409, 39-46.
- DÖRNER, H., BERG, S., JACOBSEN, L., HÜLSMANN, S., BROJERG, M. & WAGNER, A. (2003): The feeding behaviour of large perch *Perca fluviatilis* (L.) in relation to food availability: a comparative study. *Hydrobiologia* 506-509, 427-434.

-
- DÖRNER, H., HÜLSMANN, S., HÖLKER, F., SKOV, C. & WAGNER, A. (2007): Size-dependent predator-prey relationships between pikeperch and their prey fish. *Ecology of Freshwater Fish* 16, 307-314.
- DRISCOLL, C. T. (1984): A procedure for the fractionation of aqueous aluminium in dilute acidic waters. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 16, 267-284.
- DRISCOLL, C. T. (1985): Aluminum in acidic surface waters: chemistry, transport, and effects. *Environmental Health Perspectives* 63, 93-104.
- DRISCOLL, C. T., BAKER, J. P., BISOGNI, J. J. & SCHOFIELD, C. L. (1980): Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284, 161-164.
- DUARTE, C. M., KALFF, J. & PETERS, R. H. (1986): Patterns in biomass and cover of aquatic macrophytes in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 1900-1908.
- DUIS, K. (2001a): Acid tolerance of early life stages of indigenous fish species under the hydrochemical conditions of Lusatian post-mining lakes. Dissertation, Humboldt-Universität Berlin, 85 S.
- DUIS, K. (2001b): Toxicity of acidic post-mining lake water to early life stages of tench, *Tinca tinca* (Cyprinidae). *Water Air Soil Pollut.* 132, 373-388.
- DUIS, K. & OBEREMM, A. (2000a): Survival and sublethal responses of early life stages of pike exposed to low pH in artificial post-mining lake water. *J. Fish Biol.* 57, 597-613.
- DUIS, K. & OBEREMM, A. (2000b): Sensitivity of early life stages of vendace, *Coregonus albula*, to acid pH in postmining lakes: an experimental approach. *Environmental Toxicology* 15, 214-224.
- DUIS, K. & OBEREMM, A. (2001): Aluminium and calcium - key factors determining the survival of vendace embryos and larvae in post-mining lakes? *Limnologica* 31, 3-10.
- DUIS, K., FRANEK, D., MATTUKAT, F. & PRAWITT, O. (2000): Struktur und Funktion von Fischbiozöosen in Tagebaurestseen der Lausitz. Abschlussbericht BMBF-Projekt FKZ 0339672, 87 S.
- DUIS, K., PRAWITT, O. & MATTUKAT, F. (2001): Grenzen der Säuretoleranz einheimischer Fischarten unter den hydrochemischen Bedingungen der Lausitzer Tagebaurestseen. *Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes Heft* 77, 67-85.

-
- DUNCAN, A. & KUBEČKA, J. (1995): Land/water ecotone effects in reservoirs on the fish fauna. *Hydrobiologia* 303, 11-30.
- DUPLINSKY, P. D. (1982): Sperm motility of northern pike and chain pickerel at various pH values. *Trans. Am. Fish. Soc.* 111, 768-771.
- ECKMANN, R., GERSTER, S. & KRAEMER, A. (2006): Yields of European perch from Upper Lake Constance from 1910 to present. *Fisheries Management and Ecology* 13, 381-390.
- EKLOEV, A. G., GREENBERG, L. A. & KRISTIANSEN, H. (1994): The effect of depth on the interaction between perch (*Perca fluviatilis*) and minnow (*Phoxinus phoxinus*). *Ecology of Freshwater Fish* 3, 1-8.
- EKLÖV, P. (1997): Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 1520-1531.
- EKLÖV, P. & HAMRIN, S. F. (1989): Predatory efficiency and prey selection: Interactions between pike *Esox lucius*, perch *Perca fluviatilis* and rudd *Scardinius erythrophthalmus*. *Oikos* 56, 149-156.
- EKLÖV, P. & PERSSON, L. (1995): Species-specific antipredator capacities and prey refuges: Interactions between piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) and juvenile perch and roach (*Rutilus rutilus*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* 37, 169-178.
- EKLÖV, P. & PERSSON, L. (1996): The response of prey to the risk of predation: Proximate cues for refuging juvenile fish. *Anim. Behav.* 51, 105-115.
- EKLÖV, P. & SVANBÄCK, R. (2006): Predation risk influences adaptive morphological variation in fish populations. *American Naturalist* 167, 440-452.
- EKLÖV, P. & VAN KOOTEN, T. (2001): Facilitation among piscivorous predators: Effects of prey habitat use. *Ecology* 82, 2486-2494.
- ELSCHENBRUCH, A. (1999): Fischökologische Bewertung des Xantener Altrheins und der umgebenden Abgrabungsgewässer im Auengebiet "Bislicher Insel". Diplomarbeit, Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, 116 S.

-
- ESTLANDER, S., NURMINEN, L., OLIN, M., VINNI, M., IMMONEN, S., RASK, M., RUUHIJÄRVI, J., HORPPILA, J. & LEHTONEN, H. (2010): Diet shifts and food selection of perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in humic lakes of varying water colour. *J. Fish Biol.* 77, 241-256.
- EZOE, Y., LIN, C.-H., MOCHIOKA, N. & YOSHIMURA, K. (2001): The distribution of trace elements in tissues of fish living in acid environments of Yangmingshan National Park, Taiwan. *Analytical Sciences* 17, 813-816.
- FICKLING, N. J. & LEE, R. L. G. (1981): Further aids to the reconstruction of digested prey length. *Fish. Mgmt* 12, 107-110.
- FISCHER, P. & ECKMANN, R. (1997): Spatial distribution of littoral fish species in a large European lake, Lake Constance, Germany. *Arch. Hydrobiol.* 140, 91-116.
- FRANCIS, R. I. C. C. (1990): Back-calculation of fish length: a critical review. *J. Fish Biol.* 36, 883-902.
- FREDA, J. & MCDONALD, D. G. (1988): Physiological correlates of interspecific variation in acid tolerance in fish. *J. exp. Biol.* 136, 243-258.
- FREYHOF, J. & HUCKSTORF, V. (2006): Conservation and management of aquatic genetic resources: a checklist of German freshwater fishes. *Berichte des IGB* 23, 113-126.
- FRIESE, K., HUPFER, M. & SCHULTZE, M. (1998): Chemical characteristics of water and sediment in acid mining lakes of the Lusatian lignite district. In: Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (Hrsg.): *Acidic Mining Lakes. Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 25-45. Springer-Verlag, Berlin.
- FULLERTON, A. H. & LAMBERTI, G. A. (2006): A comparison of habitat use and habitat-specific feeding efficiency by Eurasian ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) and yellow perch (*Perca flavescens*). *Ecology of Freshwater Fish* 15, 1-9.
- FYSON, A. (2000): Angiosperms in acidic waters at pH 3 and below. *Hydrobiologia* 433, 129-135.
- GARCIA, X. F., DIEKMANN, M., BRÄMICK, U., LEMCKE, R. & MEHNER, T. (2006): Correlations between typeindicator fish species and lake productivity in German low-land lakes. *J. Fish Biol.* 68, 1144-1157.

-
- GEBHARDT, H. (1990): Die Bedeutung des Inundationsgebietes des Rheins als Laichgebiet für Fische. In: Kinzelbach, R. & Friedrich, G. (Hrsg.): *Biologie des Rheins*, 435-453. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- GELLER, W., KLAPPER, H. & SCHULTZE, M. (1998): Natural and anthropogenic sulfuric acidification of lakes. In: Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (Hrsg.): *Acidic Mining Lakes. Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 3-14. Springer, Berlin.
- GERHARDT, A., JANSSENS DE BISTHOVEN, L. & SOARES, A. M. V. M. (2004): Macro-invertebrate response to acid mine drainage: community metrics and on-line behavioural toxicity bioassay. *Environmental Pollution* 130, 263-274.
- GERSTNER, S., JANSEN, S., SÜBER, M. & LÜBBERT, C. (2002): Nachhaltige Erholungsnutzung und Tourismus in Bergbaufolgelandschaften - Grundlagenband. Ergebnisse des F+E Vorhabens 899 87 400 des Bundesamtes für Naturschutz. Bundesamt für Naturschutz, Eigenverlag, Bonn-Bad Godesberg, 351 S.
- GILLET, C. & DUBOIS, J. P. (2007): Effect of water temperature and size of females on the timing of spawning of perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Geneva from 1984 to 2003. *J. Fish Biol.* 70, 1001-1014.
- GLIWICZ, Z. M. & JACHNER, A. (1992): Diel migrations of juvenile fish: a ghost of predation past or present? *Arch. Hydrobiol.* 124, 385-410.
- GLIWICZ, Z. M., SLON, J. & SZYNKARCZYK, I. (2006): Trading safety for food: evidence from gut contents in roach and bleak captured at different distances offshore from their daytime littoral refuge. *Freshwater Biology* 51, 823-839.
- GRAHAM, J. H. & HASTINGS, R. W. (1984): Distributional patterns of sunfishes on the New Jersey coastal plain. *Environ. Biol. Fish.* 10, 137-148.
- GRAY, N. F. (1997): Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental Geology* 30, 62-70.
- GRAY, N. F. (1998): Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems. *Wat. Res.* 32, 2122-2134.
- GREENBERG, L. A., PASZKOWSKI, C. A. & TONN, W. M. (1995): Effects of prey species composition and habitat structure on foraging by two functionally distinct piscivores. *Oikos* 74, 522-532.

-
- HAERTEL, S. S., BAADE, U. & ECKMANN, R. (2002): No general percid dominance at mesotrophic lake conditions: insights from the quantification of predator-prey interactions. *Limnologia* 32, 1-13.
- HÅKANSON, L. & BOULION, V. V. (2004): Modelling production and biomasses of prey and predatory fish in lakes. *Hydrobiologia* 511, 125-150.
- HAMRIN, S. F. (1983): The food preference of vendace (*Coregonus albula*) in South Swedish forest lakes including the predation effect on zooplankton populations. *Hydrobiologia* 101, 121-128.
- HAMRIN, S. F. (1986): Vertical distribution and habitat partitioning between the different size classes of vendace, *Coregonus albula*, in thermally stratified lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43, 1617-1625.
- HAMRIN, S. F. & PERSSON, L. (1986): Asymmetrical competition between age classes as a factor causing population oscillations in an obligate planktivorous fish species. *Oikos* 47, 223-232.
- HARDER, W. (1976): Anatomy of fishes, 2. Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 744 S.
- HARTMANN, J. & NÜMANN, W. (1977): Percids of Lake Constance, a lake undergoing eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1670-1677.
- HEIBO, E. & VØLLESTAD, L. A. (2002): Life-history variation in perch (*Perca fluviatilis* L.) in five neighbouring Norwegian lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 11, 270-280.
- HEIBO, E., MAGNHAGEN, C. & VØLLESTAD, L. A. (2005): Latitudinal variation in life-history traits in Eurasian perch. *Ecology* 86, 3377-3386.
- HELFMAN, G. S. (1979): Twilight activities of yellow perch, *Perca flavescens*. *J. Fish. Res. Board Can.* 36, 173-179.
- HENRY, T. B., IRWIN, E. R., GRIZZLE, J. M., WILDHABER, M. L. & BRUMBAUGH, W. G. (1999): Acute toxicity of an acid mine drainage mixing zone to juvenile Bluegill and Largemouth Bass. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128, 919-928.

-
- HOEHN, E., CLASEN, J., SCHARF, W., KETELAARS, H. A. M., NIENHÜSER, A. E., HORN, H., KERSKEN, H. & EWIG, B. (1998): Erfassung und Bewertung von Planktonorganismen. ATT Technische Informationen Nr. 7, 2. Auflage. R. Oldenbourg Verlag, München, 151 S.
- HÖLKER, F. & THIEL, R. (1998): Biology of ruffe (*Gymnocephalus cernuus* (L.)) - a review of selected aspects from European literature. J. Great Lakes Res. 24, 186-204.
- HÖLKER, F., DÖRNER, H., SCHULZE, T., HAERTEL-BORER, S. S., PEACOR, S. D. & MEHNER, T. (2007): Species-specific responses of planktivorous fish to the introduction of a new piscivore: implications for prey fitness. Freshwater Biology 52, 1793-1806.
- HOFSTEDE, A. E. (1973): Studies on growth, ageing and back-calculation of roach *Rutilus rutilus* (L.), and dace *Leuciscus leuciscus* (L.). In: Bagenal, T. B. (Hrsg.): The proceedings of an international symposium on the ageing of fish, 137-147. Unwin Brothers Limited, Old Woking, Surrey, England.
- HOKANSON, K. E. F. (1977): Temperature requirements of some percids and adaptations to the seasonal temperature cycle. J. Fish. Res. Board Can. 34, 1524-1550.
- HOLMGREN, K. & APPELBERG, M. (2000): Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. J. Fish Biol. 57, 1312-1330.
- HOLTZE, K. E. & HUTCHINSON, N. J. (1989): Lethality of low pH and Al to early life stages of six fish species inhabiting precambrian shield waters in Ontario. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46, 1188-1202.
- HORN, W. (1978): Der Anteil des Crustaceenplanktons an der Verringerung des Phytoplanktongehalts in der Saldenbachtalsperre. Dissertation, Technische Universität Dresden, 163 S.
- HORPPILA, J., RUUHIJÄRVI, J., RASK, M., KARPPINEN, C., NYBERG, K. & OLIN, M. (2000): Seasonal changes in the diets and relative abundances of perch and roach in the littoral and pelagic zones of a large lake. J. Fish Biol. 56, 51-72.
- HUDD, R. (2000): Springtime episodic acidification as a regulatory factor of estuary spawning fish recruitment. Academic Dissertation, Universität Helsinki, 42 S.

-
- HUDD, R. & LESKELÄ, A. (1998): Acidification-induced species shifts in coastal fisheries off the river Kyrönjoki, Finland: a case study. *AMBIO* 27, 535-538.
- HUDD, R., KJELLMAN, J. & URHO, L. (1996): The increase of coincidence in relative year-class strength of coastal perch (*Perca fluviatilis* L.) stocks in the Baltic Sea. *Ann. Zool. Fennici* 33, 383-387.
- HUGIE, D. M. & DILL, L. M. (1994): Fish and game: a game theoretic approach to habitat selection by predators and prey. *J. Fish Biol.* 45 (Supplement A), 151-169.
- HUNTINGFORD, F. A. (1993): Can cost-benefit analysis explain fish distribution patterns? *J. Fish Biol.* 43 (Supplement A), 289-308.
- HUPFER, M. & SCHULTZE, M. (1994): Limnologische Einschätzung des Tagebaukomplexes Goitsche-Holzweissig-Rösa (Landkreise Bitterfeld/Delitzsch). Studie im Auftrag der Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Bitterfeld (unveröffentlicht).
- HUTCHINSON, N. J., HOLTZE, K. E., MUNRO, J. R. & PAWSON T. W. (1989): Modifying effects of life stage, ionic strength and post-exposure mortality on lethality of H⁺ and Al to lake trout and brook trout. *Aquat. Toxicol.* 15, 1-26.
- HUUSKO, A. & SUTELA, T. (1997): Minnow predation on vendace larvae: intersection of alternative prey phenologies and size-based vulnerability. *J. Fish Biol.* 50, 965-977.
- INGERSOLL, C. G., MOUNT, D. R., GULLEY, D. D., LA POINT, T. W. & BERGMAN, H. L. (1990a): Effects of pH, aluminum, and calcium on survival and growth of eggs and fry of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 1580-1592.
- INGERSOLL, C. G., SANCHEZ, D. A., MEYER, J. S., GULLEY, D. D. & TIETGE, J. E. (1990b): Epidermal response to pH, aluminium, and calcium exposure in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 1616-1622.
- ISTVÁNOVICS, V., HONTI, M., KOVÁCS, Á. & OSZTOICS, A. (2008): Distribution of submerged macrophytes along environmental gradients in large, shallow Lake Balaton (Hungary). *Aquat. Bot.* 88, 317-330.
- JACOBSEN, L., BERG, S., BROBERG, M., JEPSEN, N. & SKOV, C. (2002): Activity and food choice of piscivorous perch (*Perca fluviatilis*) in a eutrophic shallow lake: a radio-telemetry study. *Freshwater Biology* 47, 2370-2379.

-
- JACOBSEN, L., BERG, S., JEPSEN, N. & SKOV, C. (2004): Does roach behaviour differ between shallow lakes of different environmental state? *J. Fish Biol.* 65, 135-147.
- JENSEN, J. W. (1986): Gillnet selectivity and the efficiency of alternative combinations of mesh sizes for some freshwater fish. *J. Fish Biol.* 28, 637-646.
- JEPPESEN, E., JENSEN, J. P., SØNDERGAARD, M., LAURIDSEN, T. & LANDKILDEHUS, F. (2000): Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45, 201-218.
- JEPPESEN, E., PEKCAN-HEKIM, Z., LAURIDSEN, T. L., SØNDERGAARD, M. & JENSEN, J. P. (2006): Habitat distribution of fish in late summer: changes along a nutrient gradient in Danish lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 15, 180-190.
- JEPSEN, N., KOED, A. & ØKLAND, F. (1999): The movement of pikeperch in a shallow reservoir. *J. Fish Biol.* 54, 1083-1093.
- KAHL, U. & RADKE, R. J. (2006): Habitat and food resource use of perch and roach in a deep mesotrophic reservoir: enough space to avoid competition? *Ecology of Freshwater Fish* 15, 48-56.
- KANEKO, T., HASEGAWA, S., UCHIDA, K., OGASAWARA, T., OYAGI, A. & HIRANO, T. (1999): Acid tolerance of Japanese dace (a cyprinid teleost) in Lake Osorezan, a remarkable acid lake. *Zoological Science* 16, 871-877.
- KATZUR, J. & ZIEGLER, H.-D. (1997): Acidität und Metallgehalte der Tagebaustillgewässer im Südwesten des Niederlausitzer Braunkohlereviere. *Wasser & Boden* 49, 30-35.
- KAWABATA, K. & URABE, J. (1998): Length-weight relationships of eight freshwater planktonic crustacean species in Japan. *Freshwater Biology* 39, 199-205.
- KEINÄNEN, M., TIGERSTEDT, C., PEURANEN, S. & VUORINEN, P. J. (2004): The susceptibility of early developmental phases of an acid-tolerant and acid-sensitive fish species to acidity and aluminium. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 58, 160-172.
- KLAPPER, H. & SCHULTZE, M. (1995): Geogenically acidified mining lakes – living conditions and possibilities of restoration. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 80, 639-653.

- KOCH, R., SCHÖPKE, R., OURFELLI, I., REGEL, R. & STRIEMANN, A. (1999): Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebaurestseen. TP1: Laborative Parameterermittlung. Abschlussbericht BMBF-Verbundprojekt FKZ 02WB9615, 165 S.
- KOROBOZOWOI, E.W. (1974): Symposium zu Problemen der ökologischen Physiologie von Süßwasserinvertebraten (in Russisch). *Gidrobiol. Zh.* 10, 127-130.
- KOTTELAT, M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland & Freyhof, Berlin, Germany, 646 S.
- KRAUSE, J., STAAKS, G. & MEHNER, T. (1998): Habitat choice in shoals of roach as a function of water temperature and feeding rate. *J. Fish Biol.* 53, 377-386.
- KREMSER, A. (1995): Nahrungskettenmanipulation im Plußsee: Die Regulation der planktivoren Fische (*Perca fluviatilis* L. und *Rutilus rutilus* L.) durch Ressourcen und Konsumenten. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 121S.
- KUBEČKA, J. & DUNCAN, A. (1994): Low fish predation pressure in the London reservoirs: I. Species composition, density and biomass. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 79, 143-155.
- KURKILAHTI, M. & RASK, M. (1996): A comparative study of the usefulness and catchability of multimesh gill nets and gill net series in sampling of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* L.). *Fish. Res.* 27, 243-260.
- LAMMENS, E. H. R. R. (1989): Causes and consequences of the success of bream in Dutch eutrophic lakes. *Hydrobiol. Bull.* 23, 11-18.
- LAMMENS, E. H. R. R. & HOOGENBOEZEM, W. (1991): Diets and feeding behaviour. In: Winfield, I. J. & Nelson, J. S. (Hrsg.): *Cyprinid fishes: systematics, biology and exploitation*, 353-376. Chapman & Hall, London.
- LAMMENS, E. H. R. R., FRANK-LANDMAN, A., MCGILLAVRY, P. J. & VLINK, B. (1992): The role of predation and competition in determining the distribution of common bream, roach and white bream in Dutch eutrophic lakes. *Environ. Biol. Fish.* 33, 195-205.

-
- LAPPALAINEN, A., RASK, M. & VUORINEN, P. J. (1988): Acidification affects the perch, *Perca fluviatilis*, populations in small lakes, of southern Finland. *Environ. Biol. Fish.* 21, 231-239.
- LAPPALAINEN, J., DÖRNER, H. & WYSUJACK, K. (2003): Reproduction biology of pikeperch (*Sander lucioperca* (L.)) - a review. *Ecology of Freshwater Fish* 12, 95-106.
- LAUBAG & LBV (Hrsg.) (1995): Bergbaufolgelandschaften im Lausitzer Revier. Eigenverlag, 64 S.
- LAUDE, U. (2002): Verteilung und Ernährung larvaler und juveniler Stadien von Plötze (*Rutilus rutilus* (L.)) und Barsch (*Perca fluviatilis* L.) im Biomanipulationsexperiment Feldberger Haussee (Mecklenburg-Vorpommern). Dissertation, Technische Universität Dresden, 161 S.
- LAWA (LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER) (1998): Gewässerbewertung - stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuch-Verlag Berlin GmbH, 74 S.
- LE CREN, E. D. (1947): The determination of the age and growth of the perch (*Perca fluviatilis*) from the opercular bone. *J. Anim. Ecol.* 16, 188-204.
- LEACH, J. H., JOHNSON, M. G., KELSO, J. R. M., HARTMANN, J., NÜMANN, W. & ENTZ, B. (1977): Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1964-1971.
- LENHART, B. & STEINBERG, C. (1992): Gewässerversauerung. In: Besch, W.K., Hamm, A., Lenhart, B., Melzer, A., Scharf, B. & Steinberg, C. (Hrsg.): *Limnologie für die Praxis. Grundlagen des Gewässerschutzes*, 347-404. Ecomed, Landsberg.
- LEßMANN, D. & NIXDORF, B. (1997): Charakterisierung und Klassifizierung von Tagebauseen der Lausitz anhand morphometrischer Kriterien, physikalisch-chemischer Parameter und der Phytoplanktonbesiedlung. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.): *Gewässerreport (Teil 3): Limnologische Untersuchungen im Scharmützelseegebiet und von Tagebauseen in der Lausitz*. BTUC Aktuelle Reihe 5/97, 9-18.
- LESSMANN, D. & NIXDORF, B. (2001): Bedingungen für die Ausbildung von Nahrungsnetzen in Tagebauseen. *Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes Heft* 77, 51-66.

-
- LEßMANN, D., NIXDORF, B. (2002): Probleme der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie bei Tagebauseen. In: Deneke, R. & Nixdorf, B. (Hrsg.): Implementierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. BTUC Aktuelle Reihe 5/2002, 147-159.
- LEUVEN, R. S. E. W. & OYEN, F. G. F. (1987): Impact of acidification and eutrophication on the distribution of fish species in shallow and lentic soft waters of The Netherlands: an historical perspective. *J. Fish. Biol.* 31, 753-774.
- LEUVEN, R. S. E. W., WENDELAAR BONGA, S. E., OYEN, F. G. F. & HAGEMEIJER, W. (1987): Effects of acid stress on the distribution and reproductive success of freshwater fish in Dutch soft waters. *Ann. Soc. R. Zool. Belg.* 117, Supplement 1, 231-242.
- LEWIN, W.-C., OKUN, N. & MEHNER, T. (2004): Determinants of the distribution of juvenile fish in the littoral area of a shallow lake. *Freshwater Biology* 49, 410-424.
- LIMA, S. L. (1998a): Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions. *BioScience* 48, 25-34.
- LIMA, S. L. (1998b): Stress and decision making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives. *Advances in the Study of Behavior* 27, 215-290.
- LUCKNER, L. & EICHHORN, D. (1996): Flutungskonzept für die Tagebaurestlöcher. *Wasserwirtschaft Wassertechnik* 1996, 18-29.
- LUCKNER, L., GOCKEL, G. & SEIDEL, K.-H. (1997): Restlochflutung - Gefahrenabwehr, Wiedernutzbarmachung und Normalisierung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse im Lausitzer Revier. Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH, Berlin, 85 S.
- LUCKNER, L., WERNER, F. & BREMSTAHLER, F. (1999): Experimentell gestützte Grundwasserbeschaffenheitsprognose zur Untersuchung des Gefährdungspotentials von Innenkippen in Tagebaurestseen. TP2: Laborative Prozeßuntersuchung und numerische Modellierung. Abschlussbericht BMBF-Verbundprojekt FKZ 02WB96215, 140 S.

-
- LYDERSEN, E., POLÉO, A. B. S., MUNIZ, I. P., SALBU, B. & BJORNSTAD, H. E. (1990): The effects of naturally occurring high and low molecular weight inorganic and organic species on the yolk-sack larvae of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) exposed to acidic aluminium-rich lake water. *Aquat. Toxicol.* 18, 219-230.
- MACLEAN, J. & MAGNUSON, J. J. (1977): Species interactions in percid communities. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1941-1951.
- MADSEN, J. D. & ADAMS, M. S. (1989): The distribution of submerged aquatic macrophyte biomass in a eutrophic stream, Badfish Creek: the effect of environment. *Hydrobiologia* 171, 111-119.
- MAGNHAGEN, C. & BORCHERDING, J. (2008): Risk-taking behaviour in foraging perch: does predation pressure influence age-specific boldness? *Anim. Behav.* 75, 509-517.
- MAGNUSON, J. J., BAKER, J. P. & RAHEL, E. J. (1984): A critical assessment of effects of acidification on fisheries in North America. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.* 305B, 501-516.
- MATĚNA, J. (1995): The role of ecotones as feeding ground for fish fry in a Bohemian water supply reservoir. *Hydrobiologia* 303, 31-38.
- MATTHEWS, W. J. (1998): Patterns in freshwater fish ecology. Kluwer Academic Publishers, Norwell, Massachusetts, USA, 756 S.
- MATTUKAT, F. (2000): Untersuchungen zur Struktur der Jungfischgemeinschaft des Senftenberger Sees – Einfluß von niedrigem pH-Wert und Strukturarmut. In: Duis, K., Franek, D., Mattukat, F. & Prawitt, O.: Struktur und Funktion von Fischbiozönosen in Tagebaurestseen der Lausitz. Abschlussbericht BMBF-Projekt FKZ 0339672, 53-64.
- MCCORMICK, J. H., STOKES, G. N. & HERMANUTZ, R. O. (1989): Oocyte atresia and reproductive success in fathead minnows (*Pimephales promelas*) exposed to acidified hardwater environments. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18, 207-214.
- MEHNER, T. (1990): Zur Bestimmung der Beutefischarten aus Fragmenten der Wirbelsäule bei der Nahrungsanalyse (Osteichthyes, Teleostei). *Zool. Anz.* 225, 210-222.
- MEHNER, T., SCHULTZ, H. & HERBST, R. (1995): Interactions of zooplankton dynamics and diet of 0+ perch (*Perca fluviatilis* L.) in the top-down manipulated Bautzen-reservoir (Saxony, Germany) during summer. *Limnologica* 25, 1-9.

-
- MEHNER, T., ARLINGHAUS, R., BERG, S., DÖRNER, H., JACOBSEN, L., KASPRZAK, P., KOSCHEL, R., SCHULZE, T., SKOV, C., WOLTER, C. & WYSUJACK, K. (2004a): How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. *Fisheries Management and Ecology* 11, 261-275.
- MEHNER, T., DIEKMANN, M., GARCIA, X.-F., BRÄMICK, U. & LEMCKE, R. (2004b): Ökologische Bewertung von Seen anhand der Fischfauna. *Berichte des IGB* 21/2004, 202 S.
- MEHNER, T., DIEKMANN, M., BRÄMICK, U. & LEMCKE, R. (2005): Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology* 50, 70-85.
- MEHNER, T., KASPRZAK, P. & HÖLKER, F. (2007a): Exploring ultimate hypotheses to predict diel vertical migrations in coregonid fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 64, 874-886.
- MEHNER, T., HOLMGREN, K., LAURIDSEN, T., JEPPESEN, E. & DIEKMANN, M. (2007b): Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European Central Plains ecoregion. *Freshwater Biology* 52, 2285-2297.
- MEINHARDT, C. (1997): Landschaften nach dem Tagebau - Berichte aus der ökologischen Forschung. BMBF, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Bonn, 64 S.
- MIASKOWSKI, M. (1959): Variabilitätsstudien an der Wirbelsäule von Cypriniden. *Archiv f. Fischerei* 10, 31-52.
- MIASKOWSKI, M. (1960): Variabilitätsstudien an den Halswirbeln, dem Weberschen Apparat und dem Schlundgebiß von Cypriniden. *Archiv f. Fischerei* 11, 119-144.
- MICHEL, P. & OBERDORFF, T. (1995): Feeding habits of fourteen European freshwater fish species. *Cybum* 19, 5-46.
- MILBRINK, G. & JOHANSSON, N. (1975): Some effects of acidification on roe of roach and perch with special reference to the Avaa Lake System in eastern Sweden. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 54, 52-62.
- MILLER, J. R. & ANDELMAN, J. B. (1987): Speciation of aluminum in an acidic mountain stream. *Wat. Res.* 21, 999-1005.

-
- MITTELBACH, G. G. & PERSSON, L. (1998): The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 1454-1465.
- MÜLLER, H. (1952): Die produktionsbiologischen Verhältnisse märkischer Seen in der Umgebung Storkows. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, N. F. I*, 95-246.
- NICHOLS, L. E. & BULOW, F. J. (1973): Effects of acid mine drainage on the stream ecosystem of the East Fork of the Obey River, Tennessee. *J. Tenn. Acad. Sci.* 48, 30-39.
- NIKOLSKY, G. V. (1963): The ecology of fishes. Academic Press, London & New York, 352 S.
- NILSSON, P. A. & BRÖNMARK, C. (2000): Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos* 88, 539-546.
- NIXDORF, B., WOLLMANN, K. & DENEKE, R. (1998a): Ecological potentials for planktonic development and food web interactions in extremely acidic mining lakes in Lusatia. In: Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (Hrsg.): *Acidic Mining Lakes. Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 147-167. Springer, Berlin.
- NIXDORF, B., MISCHKE, U. & LEBMANN, D. (1998b): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH < 3) in Lusatia (Germany). *Hydrobiologia* 369/370, 315-327.
- NIXDORF, B., HEMM, M., SCHLUNDT, A., KAPFER, M. & KRUMBECK, H. (2001): Tagebauseen in Deutschland - ein Überblick. Umweltbundesamt, *Texte 35/01*, 519 S.
- NURMINEN, L., HORPPILA, J., LAPPALAINEN, J. & MALINEN, T. (2003): Implications of rudd (*Scardinius erythrophthalmus*) herbivory on submerged macrophytes in a shallow eutrophic lake. *Hydrobiologia* 506-509, 511-518.
- NURMINEN, L., PEKCAN-HEKIM, Z. & HORPPILA, J. (2010a): Feeding efficiency of planktivorous perch *Perca fluviatilis* and roach *Rutilus rutilus* in varying turbidity: an individual-based approach. *J. Fish Biol.* 76, 1848-1855.
- NURMINEN, L., PEKCAN-HEKIM, Z., REPKA, S. & HORPPILA, J. (2010b): Effect of prey type and inorganic turbidity on littoral predator-prey interactions in a shallow lake: an experimental approach. *Hydrobiologia* 646, 209-214.

- OGLE, D. H., SELGEBY, J. H., NEWMAN, R. M. & HENRY, M. G. (1995): Diet and feeding periodicity of ruffe in the St. Louis River Estuary, Lake Superior. Trans. -Am. Fish.-Soc. 124, 356-369.
- OLIN, M., RASK, M., RUUHIJÄRVI, J., KURKILAHTI, M., ALA-OPAS, P. & YLONEN, O. (2002): Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. J. Fish Biol. 60, 593-612.
- PARKHURST, B. R., BERGMAN, H. L., FERNANDEZ, J., GULLEY, D. D., HOCKETT, J. R. & SANCHEZ, D. A. (1990): Inorganic monomeric aluminum and pH as predictors of acidic water toxicity to brook trout (*Salvelinus fontinalis*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47, 1631-1640.
- PAVLOV, A. M. & ZUBINA, I. M. (1990): Relationship of weight to body dimensions in dragonfly larvae. Hydrobiol. -J. 26, 99-103.
- PEKCAN-HEKIM, Z. & LAPPALAINEN, J. (2006): Effects of clay turbidity and density of pikeperch (*Sander lucioperca*) larvae on predation by perch (*Perca fluviatilis*). Naturwissenschaften 93, 356-359.
- PERROW, M. R., JOWITT, A. J. D., LEIGH, S. A. C., HINDES, A. M. & RHODES, J. D. (1999): The stability of fish communities in shallow lakes undergoing restoration: expectations and experiences from the Norfolk Broads (U.K.). Hydrobiologia 408/409, 85-100.
- PERSSON, L. (1986): Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). Ecology 67, 355-364.
- PERSSON, L. (1987a): Effects of habitat and season on competitive interactions between roach (*Rutilus rutilus*) and perch (*Perca fluviatilis*). Oecologia 73, 170-177.
- PERSSON, L. (1987b): Competition-induced switch in young of the year perch, *Perca fluviatilis*: An experimental test of resource limitation. Environ. Biol. Fish. 19, 235-239.
- PERSSON, L. (1988): Asymmetries in competitive and predatory interactions in fish populations. In: Ebenman, B. & Persson, L. (Hrsg.): Size-structured populations, 203-218. Springer-Verlag, Berlin & Heidelberg.

-
- PERSSON, L. (1991): Behavioral response to predators reverses the outcome of competition between prey species. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 28, 101-105.
- PERSSON, L., CROWDER, L. B. (1998): Fish-habitat interactions mediated via ontogenetic niche shifts. In: Jeppesen, E., Søndergaard, M., Søndergaard, M. & Christoffersen, K. (Hrsg.): The structuring role of submerged macrophytes in lakes, 3-23. Springer-Verlag, New York.
- PERSSON, L. & EKLÖV, P. (1995): Prey refuges affecting interactions between piscivorous perch and juvenile perch and roach. *Ecology* 76, 70-81.
- PERSSON, L. & GREENBERG, L. A. (1990): Juvenile competitive bottlenecks: The perch (*Perca fluviatilis*) – roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology* 71, 44-56.
- PERSSON, L., DIEHL, S., JOHANSSON, L., ANDERSSON, G. & HAMRIN, S. F. (1991): Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions. *J. Fish Biol.* 38, 281-293.
- PETERSON, R. H., DAYE, P. G., LACROIX, G. L. & GARSIDE, E. T. (1982): Reproduction in fish experiencing acid and metal stress. In: Johnson, R.E. (Hrsg.): Acid Rain / Fisheries. Proceedings of an International Symposium on Acidic Precipitation and Fishery Impacts in Northeastern North America, 177-195. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- PHILLIPS, G. L., EMINSON, D. & MOSS, B. (1978): A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquat. Bot.* 4, 103-126.
- PITCHER, T. J., LANG, S. H. & TURNER, J. A. (1988): A risk-balancing trade off between foraging rewards and predation hazard in a shoaling fish. *Behav Ecol Sociobiol* 22, 225-228.
- PŁASKA & RECHULICZ (2008): Occurrence of fish in shallow littoral and open water zone of Lake Skomielno. *Teka Kom. Ochr. Kszt. Środ. Przynr.* - OL PAN 5A, 99-105.
- PLAYLE, R. C. & WOOD, C. M. (1990): Is precipitation of aluminum fast enough to explain aluminum deposition on fish gills? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 1558-1561.
- POLÉO, A. B. S., ØSTBYE, K., ØXNEVAD, S. A., ANDERSEN, R. A., HEIBO, E. & VØLLESTAD, L. A. (1997): Toxicity of acid aluminium-rich water to seven freshwater fish species: A comparative laboratory study. *Environmental Pollution* 96, 129-139.

-
- POST, J. R. & MCQUEEN, D. J. (1988): Ontogenetic changes in the distribution of larval and juvenile yellow perch (*Perca flavescens*): A response to prey or predators? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45, 1820-1826.
- PREJS, A. (1984): Herbivory by temperate freshwater fishes and its consequences. Environ. Biol. Fish. 10, 281-296.
- PROBST, W. N., STOLL, S., HOFMANN, H., FISCHER, P. & ECKMANN, R. (2009a): Spawning site selection by Eurasian perch (*Perca fluviatilis* L.) in relation to temperature and wave exposure. Ecology of Freshwater Fish 18, 1-7.
- PROBST, W. N., STOLL, S., PETERS, L., FISCHER, P. & ECKMANN, R. (2009b): Lake water level increase during spring affects the breeding success of bream *Abramis brama* (L.). Hydrobiologia 632, 211-224.
- RADKE, R. (1993): Untersuchungen zur Nahrungswahl piscivorer Fische im Litoral des Bodensees. Diplomarbeit, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, 85 S.
- RADKE, R. J. (1998): Strukturbildende Prozesse in Fischartengemeinschaften mesotropher Seen des nordostdeutschen Tieflandes. Dissertation, Universität Konstanz, 139 S.
- RADKE, R. J. & ECKMANN, R. (2001): No general percid dominance under mesotrophic lake conditions: a test of several hypotheses. Limnologia 31, 37-44.
- RAITANIEMI, J. (1999): The growth responses of fish to differences in acidity-related lake characteristics and fish species composition. Academic Dissertation, Universität Helsinki, 24 S.
- RAITANIEMI, J., RASK, M. & VUORINEN, P. J. (1988): The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. Ann. Zool. Fennici 25, 209-219.
- RASK, M. (1984a): The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. II. The effect of acid stress on different development stages of perch. Ann. Zool. Fennici 21, 9-13.
- RASK, M. (1984b): The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. III. The perch population in a small, acidic, extremely humic forest lake. Ann. Zool. Fennici 21, 15-22.
- RASK, M. (1989): Perch, *Perca fluviatilis* L., in small lakes: Relations between population characteristics and lake acidity. Int. Revue ges. Hydrobiol. 74, 169-178.

-
- RASK, M., TUUNAINEN, P. (1990): Acid-induced changes in fish populations of small Finnish lakes. In: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (Hrsg.): Acidification in Finland, 911-927. Springer-Verlag, Berlin.
- RASK, M., VUORINEN, P. J., RAITANIEMI, J., VUORINEN, M., LAPPALAINEN, A. & PEURANEN, S. (1992): Whitefish stocking in acidified lakes: ecological and physiological responses. *Hydrobiologia* 243/244, 277-282.
- RASK, M., MANNIO, J., FORSIUS, M., POSCH, M. & VUORINEN, P. J. (1995): How many fish populations in Finland are affected by acid precipitation? *Environ. Biol. Fish.* 42, 51-63.
- READER, J. P., DALZIEL, T. R. K. & MORRIS, R. (1988): Growth, mineral uptake and skeletal calcium deposition in brown trout, *Salmo trutta* L., yolk-sac fry exposed to aluminium and manganese in soft acid water. *J. Fish Biol.* 32, 607-624.
- READER, J. P., EVERALL, N. C., SAYER, M. D. J. & MORRIS, R. (1989): The effects of eight trace metals in acid soft water on survival, mineral uptake and skeletal calcium deposition in yolk-sac fry of brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.* 35, 187-198.
- REICHEL, F. & UHLMANN, W. (1995): Wasserbeschaffenheit in Tagebaurestseen. Studien und Tagungsberichte Band 6. Landesumweltamt Brandenburg, Referat Öffentlichkeitsarbeit, Potsdam, 86 S.
- RICKER, W. E. (1973): Linear regressions in fishery research. *J. Fish. Res. Board Can.* 30, 409-434.
- RICKER, W. E. (1984): Computation and uses of central trend lines. *Can. J. Zool.* 62, 1897-1905.
- ROSE, U. (2009): Restseen im Rheinischen Braunkohlenrevier. Informationsfluss für Mitglieder des Erftverbands *Heft 2/09*, S. 7.
- ROSSELAND, B. O. & STAURNES, M. (1994): Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: an ecophysiological and ecotoxicological approach. In: Steinberg, C. E. W. & Wright, R. F. (Hrsg.): Acidification of Freshwater Ecosystems: Implications for the Future, 227-246. John Wiley & Sons, Chichester.
- RÜMMLER, F. (2001): Fische und Fischerei in Braunkohletagebaurestseen. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes *Heft 77*, 86-104.

-
- RÜMMLER, F., FÜLLNER, G., MENCKE, J. & JURRMANN, S. (2003a): Die fischereiliche Nutzung von Braunkohletagebaurestseen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft 8, 1-12.
- RÜMMLER, F., SCHIEWE, S., WEICHLER, F. & ZAHN, S. (2003b): Entwicklung nutzbarer Fischbestände in neu entstandenen Braunkohlerestseen des Landes Brandenburg. Teil Gräbendorfer See. Projekt-Zwischenbericht im Auftrag des LMBV Länderbereich Brandenburg, 35 S.
- RÜMMLER, F., RITTERBUSCH, D., SCHIEWE, S. & WEICHLER, F. (2004): Fischereiliche Bewirtschaftung von Braunkohletagebauseen - Möglichkeiten und Besonderheiten. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes 80, 29-57.
- RÜMMLER, F., SCHIEWE, S., EBEL, H. & WEICHLER, F. (2009): Exemplarische Untersuchung eines großen flacheren Braunkohletagebausees. Fischer & Teichwirt, 252-255.
- SASS, G. G., GILLE, C. M., HINKE, J. T. & KITCHELL, J. F. (2006): Whole-lake influences of littoral structural complexity and prey body morphology on fish predator-prey interactions. Ecology of Freshwater Fish 15, 301-308.
- SATAKE, K., OYAGI, A. & IWAO, Y. (1995): Natural acidification of lakes and rivers in Japan: The ecosystem of Lake Usoriko (pH 3.4-3.8). Water Air Soil Pollut. 85, 511-516.
- SAVINO, J. F. & STEIN, R. A. (1982): Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submerged vegetation. Trans. Am. Fish. Soc. 111, 255-266.
- SAYER, M. D. J., READER, J. P. & DALZIEL, T. R. K. (1993): Freshwater acidification: effects on the early life stages of fish. Rev. Fish Biol. Fish. 3, 95-132.
- SCHARF, W. (2008): Development of the fish stock and its manageability in the deep, stratifying Wupper Reservoir. Limnologica 38, 248-257.
- SCHARF, W. R., HEERMANN, L., KÖNIG, U. & BORCHERDING, J. (2009): Development of abundance and size structure of young-of-the-year perch populations using three methods. Fisheries Research 96, 77-87.
- SCHEFFER, M. (1998): Ecology of shallow lakes. Chapman & Hall, London, 357 S.

-
- SCHLEUTER, D. & ECKMANN, R. (2008): Generalist versus specialist: the performances of perch and ruffe in a lake of low productivity. *Ecology of Freshwater Fish* 17, 86-99.
- SCHRECK, P. & GLÄSSER, W. (1998): Regional geology of the lignite mining districts in eastern Germany. In: Geller, W., Klapper, H. & Salomons, W. (Hrsg.): *Acidic Mining Lakes. Acid Mine Drainage, Limnology and Reclamation*, 15-21. Springer, Berlin.
- SCHULTZE, M. & KLAPPER, H. (2004): Flusswassereinleitung als Restaurierungs- und Bewirtschaftungsstrategie für Bergbauseen - Möglichkeiten und Grenzen. *Studia Quaternaria* 21, 87-99.
- SCHULTZE, M., POKRANDT, K.-H. & HILLE, W. (2010): Pit lakes of the Central German lignite mining district: Creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica* 40, 148-155.
- SCHULZ, M. & FREYHOF, J. (2003): *Coregonus fontanae*, a new spring-spawning cisco from Lake Stechlin, northern Germany (Salmoniformes: Coregonidae). *Ichthyol. Explor. Freshwaters* 14, 209-216.
- SCHULZE, T. (2005): Changes in structure and function of the fish community in a mesotrophic lake ecosystem after stocking a non-native predator. Dissertation, Universität Potsdam, 108 S.
- SCHULZE, T., DÖRNER, H., HÖLKER, F. & MEHNER, T. (2006): Determinants of habitat use in large roach. *J. Fish Biol.* 69, 1136-1150.
- SENSEL, F. (1997): Beschaffenheitsstabilisierung im Speicherbecken Niemtsch. In: Landesumweltamt Brandenburg (Hrsg.): *Berichte aus der Arbeit 1996*, 58-64.
- SKOV, C., BERG, S., JACOBSEN, L. & JEPSEN, N. (2002): Habitat use and foraging success of 0+ pike (*Esox lucius* L.) in experimental ponds related to prey fish, water transparency and light intensity. *Ecology of Freshwater Fish* 11, 65-73.
- SKOV, C., NILSSON, P. A., JACOBSEN, L. & BRÖNMARK, C. (2007): Habitat-choice interactions between pike predators and perch prey depend on water transparency. *J. Fish Biol.* 70, 298-302.
- STEINMETZ, B. & MÜLLER, R. (1991): An atlas of fish scales and other bony structures used for age determination. Samara Publishing, Cardigan, 51 S.

- STOLL, S., FISCHER, P., KLAHOLD, P., SCHLEIFHACKEN, N., HOFMANN, H. & ROTHAUPT, K.-O. (2008): Effects of water depth and hydrodynamics on the growth and distribution of juvenile cyprinids in the littoral zone of a large pre-alpine lake. *J. Fish Biol.* 72, 1001-1022.
- SVÄRDSON, G. (1976): Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 55, 144-172.
- TAMMI, J., APPELBERG, M., BEIER, U., HESTHAGEN, T., LAPPALAINEN, A. & RASK, M. (2003): Fish status survey of Nordic lakes: Effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *AMBIO* 32, 98-105.
- TEIXEIRA-DE MELLO, F., MEERHOFF, M., PEKCAN-HEKIM, Z. & JEPPESEN, E. (2009): Substantial differences in littoral fish community structure and dynamics in subtropical and temperate shallow lakes. *Freshwater Biology* 54, 1202-1215.
- TESCH, F. W. (1955): Das Wachstum des Barsches (*Perca fluviatilis* L.) in verschiedenen Gewässern. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften, N. F.* 4, 321-420.
- THORPE, J. E. (1977): Morphology, physiology, behavior, and ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchill. *J. Fish. Res. Board Can.* 34, 1504-1514.
- TILZER, M.M. (1988): Secchi disk – chlorophyll relationships in a lake with highly variable phytoplankton biomass. *Hydrobiologia* 162, 163-171.
- TOMEČ, M., TESKEREDŽIĆ, Z. & TESKEREDŽIĆ, E. (2003): Food and nutritive value of gut contents of rudd (*Scardinius erythrophthalmus* L.) from Vrana Lake, Cres Island, Croatia. *Czech J. Anim. Sci.* 48, 28-34.
- TURESSON, H., PERSSON, A. & BRÖNMARK, C. (2002): Prey size selection in piscivorous pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) includes active prey choice. *Ecology of Freshwater Fish* 11, 223-233.
- UHLMANN, W., NITSCHKE, C., NEUMANN, V., GUDERITZ, I., LEßMANN, D., NIXDORF, B. & HEMM, M. (2001): Tagebauseen: Wasserbeschaffenheit und wasser-gütewirtschaftliche Sanierung – Konzeptionelle Vorstellungen und erste Erfahrungen. *Studien und Tagungsberichte, Band 35. Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam*, 77 S.

-
- URHO, L., HILDÉN, M. & HUDD, R. (1990): Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. *Environ. Biol. Fish.* 27, 273-283.
- VAN DONK, E., DE DECKERE, E., KLEIN BRETELER, J. G. P. & MEULEMANS, J. T. (1994): Herbivory by waterfowl and fish on macrophytes in a biomanipulated lake: effects on long-term recovery. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25, 2139-2143.
- VAŠEK, M., KUBEČKA, J., ČECH, M., DRAŠTÍK, V., MATĚNA, J., MRKVIČKA, T., PETERKA, J. & PRCHALOVÁ, M. (2009): Diel variation in gillnet catches and vertical distribution of pelagic fishes in a stratified European reservoir. *Fisheries Research* 96, 64-69.
- VENTZ, D. (1974): Die Einflußnahme von Umgebungsfaktoren und morphometrischen Faktoren auf den Stoffhaushalt von Seen. Dissertation, Universität Dresden, 111 S.
- VUORINEN, M., VUORINEN, P. J., HOIKKA, J. & PEURANEN, S. (1993): Lethal and sublethal threshold values of aluminium and acidity to pike (*Esox lucius*), whitefish (*Coregonus lavaretus pallasii*), pike perch (*Stizostedion lucioperca*) and roach (*Rutilus rutilus*) yolk-sac fry. *Sci. Total Environ. Supplement 1993*, 953-967.
- VUORINEN, P. J., RASK, M., VUORINEN, M., PEURANEN, S. & RAITAMIEMI, J. (1994): The sensitivity to acidification of pike (*Esox lucius*), whitefish (*Coregonus lavaretus*) and roach (*Rutilus rutilus*): comparison of field and laboratory studies. In: Müller, R. & Lloyd, R. (Hrsg.): Sublethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish, 283-293. FAO, Fishing News Books, University Press, Cambridge.
- VUORINEN, P. J., KEINÄNEN, M., PEURANEN, S. & TIGERSTEDT, C. (2003): Reproduction, blood and plasma parameters and gill histology of vendace (*Coregonus albula* L.) in long-term exposure to acidity and aluminum. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 54, 255-276.
- WANG, N. & ECKMANN, R. (1994): Distribution of perch (*Perca fluviatilis* L.) during their first year of life in Lake Constance. *Hydrobiologia* 277, 135-143.
- WARNER, R. W. (1971): Distribution of biota in a stream polluted by acid mine-drainage. *The Ohio Journal of Science* 71, 202-215.
- WATERSTRAAT, A. (1990): Ökologische Untersuchungen an Populationen der Kleinen Maifische (*Coregonus albula* L.) im Breiten Luzin (Bezirk Neubrandenburg). *Fortschr. Fisch.wiss.* 9, 93-104.

-
- WEAVER, M. J., MAGNUSON, J. J. & CLAYTON, M. K. (1996): Habitat heterogeneity and fish community structure: inferences from north temperate lakes. *American Fisheries Society Symposium 16*, 335-346.
- WEAVER, M. J., MAGNUSON, J. J. & CLAYTON, M. K. (1997): Distribution of littoral fishes in structurally complex macrophytes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* *54*, 2277-2289.
- WERNER, E. E. & HALL, D. J. (1988): Ontogenetic habitat shifts in bluegill: the foraging rate-predation risk trade-off. *Ecology* *69*, 1352-1366.
- WERNER, E. E., MITTELBAACH, G. G., HALL, D. J. & GILLIAM, J. F. (1983a): Experimental tests of optimal habitat use in fish: the role of relative habitat profitability. *Ecology* *64*, 1525-1539.
- WERNER, E. E., GILLIAM, J. F., HALL, D. J. & MITTELBAACH, G. G. (1983b): An experimental test of the effects of predation risk on habitat use in fish. *Ecology* *64*, 1540-1548.
- WERNER, F., BILEK, F. & LUCKNER, L. (2001): Impact of regional groundwater flow on the water quality of an old post-mining lake. *Ecological Engineering* *17*, 133-142.
- WESTERBERG, M., STAFFAN, F. & MAGNHAGEN, C. (2004): Influence of predation risk on individual competitive ability and growth in Eurasian perch, *Perca fluviatilis*. *Anim. Behav* *67*, 273-279.
- WINFIELD, I. J. (1986): The influence of simulated aquatic macrophytes on the zooplankton consumption rate of juvenile roach, *Rutilus rutilus*, rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, and perch, *Perca fluviatilis*. *J. Fish Biol.* *29* (Supplement A), 37-48.
- WOLLMANN, K., DENEKE, R., NIXDORF, B. & PACKROFF, G. (2000): Dynamics of planktonic food webs in three mining lakes across a pH gradient (pH 2-4). *Hydrobiologia* *433*, 3-14.
- ZAR, J. H. (1999). *Biostatistical Analysis*, 4. Auflage. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 662 S.
- ZWIRNMANN, E., KRÜGER, A. & GELBRECHT, J. (1999): Analytik im Zentralen Chemielabor des IGB. *Berichte des IGB* *9*, 3-24.

Anhang

Tab. A1: Mit Stellnetzen befischte Wassertiefen in den verschiedenen Habitaten im Untersuchungsjahr 1998. Die aufgeführten Wassertiefen ergeben sich aus der Position der Oberlinie an der flachsten Stelle der Messstelle und der Wassertiefe der Unterlinie an der tiefsten Stelle. Zur Lage der Messstellen vgl. Abbildung 5.

a) nachts

Habitattyp Messstelle	<i>Phytal</i>		<i>Flaches Litoral</i>			<i>Tiefes Litoral</i>		<i>Profundal</i>		<i>Pelagial Epilimnion</i>		<i>Pelagial Hypolimnion</i>	
	3	7	4	6	9	B	C	A	D	A oben	A unten	D oben	D unten
14.-24.04.1998	0-3,0	0-2,8	0-2,0	0-2,5	0-3,0	5,2-9,0	3,0-9,0	16,5-19,7		0-6,3		0-6,3	10,5-18,0 11,5-14,0
06.-15.05.1998	0-2,5	0-3,0	0-3,0	0-2,8	0-2,7	2,5-9,0	3,5-9,0	12,5-18,3		0-3,6	4,0-6,5	0-3,0	4,0-6,5 11,5-15,0
08.-19.06.1998	0-2,5	0-2,0	0-1,8	0-2,0	0-3,0	2,5-5,2	2,7-7,0	14,3-17,0		0-3,0	3,0-6,0	0-3,0	3,0-6,0 9,5-15,0
07.-16.07.1998	0-3,4	0-1,5	0-1,7	0-2,7	0-3,0	2,5-7,5	2,5-7,5	19,0-22,0		0-3,0	3,0-6,0	0-3,0	3,0-6,0 14,5-20,0 10,0-14,5
11.-21.08.1998	0-3,0	0-2,5	0-1,6	0-2,7	0-2,5	3,0-6,8	2,5-6,5	17,5-22,5		0-3,5	4,0-7,5	0-3,5	4,0-7,5 9,5-14,0
14.-24.09.1998	0-2,2		0-1,5	0-2,4	0-2,3	2,3-9,0	6,3-9,0			0-3,5	4,2-9,0	0-3,5	4,0-9,0 10,0-14,0
05.-16.10.1998	0-2,5		0-2,2	0-2,3	0-2,2	2,5-9,0	4,0-8,8	11,5-16,0		0-3,6	4,0-8,5	0-3,6	4,0-8,5 8,5-18,5 7,0-12,0

b) tags

Habitattyp Messstelle	<i>Phytal</i>		<i>Flaches Litoral</i>			<i>Tiefes Litoral</i>		<i>Profundal</i>		<i>Pelagial Epilimnion</i>		<i>Pelagial Hypolimnion</i>	
	3	7	4	6	9	B	C	A	D	A oben	A unten	D oben	D unten
15.-22.04.1998	0-3,0		0-2,0	0-2,5	0-3,0		3,0-7,2					0-6,3	12,5-14,0
07.-14.05.1998	0-2,5	0-3,0		0-2,8	0-2,7	2,5-9,0				0-3,6			4,0-6,5 11,5-15,0
09.-18.06.1998	0-2,5		0-1,8	0-2,2	0-3,0		2,7-7,0					0-3,0	3,0-6,0 9,5-15,0
08.-16.07.1998	0-3,4	0-1,5	0-1,7	0-2,2	0-3,0		2,5-7,5			0-3,0	3,0-6,0		14,5-20,0
12.-20.08.1998	0-3,0	0-2,5	0-1,6	0-2,7	0-2,5	3,0-6,8		17,5-22,5		0-3,5	4,0-7,5		9,5-14,0
15.-23.09.1998	0-2,2		0-1,5	0-2,4	0-2,3	2,3-9,0				0-3,5	4,2-9,0		10-14,0
06.-15.10.1998	0-2,5		0-2,2	0-2,3	0-2,2	2,5-9,0	4,0-8,8			0-3,6	4,0-8,5	0-3,6	4,0-8,5 8,5-18,5

Tab. A2: Numerische Einheitsfänge (Ind./260 m² Netzfläche x h) in der Abenddämmerung (ad), der Dunkelheit (du) und der Morgendämmerung (md) im Oktober und November 1997 (n=numerischer Nominalfang; Sonstige: Döbel (n=2), Moderlieschen (n=1), Rotfeder (n=1)).

	Flaches Litoral 14.-15.10.1997 (n=44) (n=19) (n=36)			Pelagial Epilimnion 14.-15.10.1997 (n=13) (n=10)			Pelagial Epilimnion 15.-16.10.1997 (n=10) (n=9) (n=10)			Profundal 14.-15.10.1997 (n=1) (n=3) (n=9)			Profundal 15.-16.10.1997 (n=16) (n=10) (n=58)		
	ad	du	md	ad	du	md	ad	du	md	ad	du	md	ad	du	md
Plötze 7-10cm	0,28	0	0	0,08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plötze 11-15cm	0,54	0,22	0,23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plötze >15cm	7,16	0,63	2,57	1,00	0	0	0,48	0	0,50	0	0,05	0,11	0,37	0	2,24
Güster 7-10cm	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Güster >10cm	1,50	0,34	0,50	0	0,07	0	0,24	0,05	0	0	0	0,41	1,54	0	2,26
Blei	0	0,22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,22	0,09	0	3,07
Barsch 6-10cm	0	0,13	0	0,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barsch 11-15cm	0,24	0,11	0,93	0,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barsch >15cm	0,41	0,15	2,50	0	0	0	0	0	0,14	0	0	0	0	0	0
Zander	0,44	0,15	0,13	0	0	0	0,04	0,08	0	0,04	0	0	0,08	0,02	0,41
Kaulbarsch	0	0,13	0,79	0	0,07	0	0	0	0,23	0	0,07	0	0	0,13	1,34
Maräne	0,25	0	0	0,08	0,27	0	0,19	0,32	0,19	0	0,12	0,07	0,50	0,67	0,42
Ukelei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sonstige	0	0,15	0	0,06	0	0	0	0	0	0	0	0,11	0	0	0

	Flaches Litoral 03.-04.11.1997 (n=21) (n=7) (n=22)			Phytal 03.-04.11.1997 (n=46) (n=11) (n=32)			Phytal 03.-04.11.1997 (n=35) (n=2) (n=21)		
	ad	du	md	ad	du	md	ad	du	md
Plötze 7-10cm	0	0	0	1,73	0	0,26	0	0	0,24
Plötze 11-15cm	1,13	0,20	0,32	1,20	0	1,26	6,75	0,21	4,11
Plötze >15cm	1,77	0,13	1,40	0	0	0	0	0	0,26
Güster 7-10cm	0	0	0	7,62	0,67	3,95	0,27	0	0
Güster >10cm	0	0	0,16	0,55	0,20	0,90	1,16	0	0,26
Blei	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Barsch 6-10cm	0	0,13	1,85	0	0	0	0	0	0
Barsch 11-15cm	0	0	0,16	0	0	0	0,27	0	0,26
Barsch >15cm	0,51	0	0,32	0	0	0	0	0	0
Zander	0,17	0,11	0,13	0	0	0	0,11	0	0
Kaulbarsch	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Maräne	0,10	0	0	0	0	0	0	0	0
Ukelei	0	0	0	1,18	0,22	1,20	0,18	0	0
Sonstige	0	0	0	0,78	0	0	0	0	0

Tab. A3: Mittlere **nächtliche** numerische Einheitsfänge (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen im pH-neutralen Bereich des Senftenberger Sees im Jahr 1998 (ba: Flussbarsch, bl: Blei, dö: Döbel, fo: Regenbogenforelle, gü: Güster, he: Hecht, ka: Karpfen, kb: Kaulbarsch, ma: Kleine Maräne, pl: Plötze, rf: Rotfeder, uk: Ukelei, we: Wels, za: Zander).

	ba	bl	dö	fo	gü	he	ka	kb	ma	pl	rf	uk	we	za	Gesamt- ergebnis
Phytal															
April	17,3	0,4	0	0	26,2	1,2	0,2	0,5	0	108,2	3,2	0,6	0	0	157,8
Mai	54,1	6,4	0	0	68,8	1,9	0,2	0	0	58,9	9,5	0,6	0	0,2	200,6
Juni	28,9	0,8	0	0	29,3	1,9	0,5	0	0	199,3	13,5	0	0,3	0	274,5
Juli	43,2	0	0,2	0	15,3	3,0	0	0	0	70,3	17,1	0	0	1,8	150,8
August	40,6	0,3	0	0	15,3	2,4	0	0	0	50,0	23,3	0	0	0	131,9
September	154,3	0	0	0	5,0	1,4	0	0	0	67,3	18,5	0	0	0	246,5
Oktober	30,3	0	0	0	18,3	4,3	0	0	0	35,8	3,3	0	0	0	92,1
Flaches Litoral															
April	21,8	2,0	0	0,7	4,1	0,8	0,4	6,4	0	41,6	1,3	0	0	0,8	80,0
Mai	36,4	1,0	0,2	0	10,6	0,3	0,3	9,1	0,3	37,6	0,7	0	0	1,7	98,2
Juni	59,8	5,0	0	0,4	14,7	0,8	0	3,7	0	78,8	0,7	0	0	0,9	164,8
Juli	30,2	0,3	0	0	7,8	0	0	7,1	0	24,9	0,4	0	0	1,1	71,8
August	481,2	3,4	0	0	15,8	1,4	0	11,4	0	156,1	5,7	0	0,2	2,7	678,0
September	81,5	1,2	0,2	0	6,2	0,5	0	4,7	0	47,1	2,8	0	0	1,9	146,1
Oktober	124,4	0,3	0,2	0	1,1	0,4	0	4,2	0	102,6	0,7	0	0,2	0,6	234,6
Tiefes Litoral															
April	12,4	0,1	0,1	0	3,4	0,1	0	13,8	2,1	14,0	0	0	0	3,1	49,2
Mai	23,7	0,4	0	0	7,1	0,3	0	9,1	0,9	14,8	0	0	0	3,0	59,3
Juni	53,0	1,4	0	0,3	0,1	0	0	4,2	0	6,0	0	0	0	2,2	67,3
Juli	58,6	0,6	0	0	2,0	0	0	5,4	0	11,9	0	0	0,2	0,2	78,8
August	42,2	2,3	0	0	3,0	0	0	1,6	0	11,1	0	0	0	1,6	62,0
September	51,9	3,7	0	0	2,5	0,6	0	5,9	1,5	24,5	0	0	0	6,7	97,2
Oktober	12,1	2,3	0	0	3,4	0	0	6,4	3,3	11,2	0	0	0	2,1	40,7
Profundal															
April	0	0	0,0	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0	0	1,2
Mai	0	0,4	0	0	0	0	0	2,3	6,1	1,0	0	0	0	0	9,9
Juni	0,9	0	0	0	0	0	0	0	5,1	0	0	0	0	0	6,0
Juli	0	0	0	0	0	0	0	0	27,9	0	0	0	0	0	27,9
August	0,3	0	0	0	0	0	0	0	8,8	0	0	0	0	0,4	9,4
September							nicht beprobt								
Oktober	0	1,9	0	0	2,7	0	0	2,9	3,9	0	0	0	0	0,9	12,2
Pelagial Epilimnion oben															
April	1,3	0,5	0	0,1	1,5	0,1	0	0	14,3	6,2	0	0	0	0,8	24,7
Mai	24,4	2,2	0	0,2	1,2	0,0	0,1	0	7,3	13,4	0,6	0,9	0	0,7	51,0
Juni	15,5	0,2	0	1,1	0,6	0	0	0	3,9	4,3	0	0	0,6	0,3	26,3
Juli	1,7	0,0	0,1	0,1	0	0	0	0	4,6	1,4	0	0	0	1,4	9,4
August	17,6	0,8	0,2	0	1,1	0	0	0	0,7	5,8	0	0	0	0	26,2
September	0,9	0,2	0,4	0,2	0,0	0	0	0	3,1	1,6	0	0	0	0,6	7,0
Oktober	0,1	0	0,4	0,2	0,0	0	0	0,6	46,1	1,8	0	0	0	0,7	49,9
Pelagial Epilimnion unten															
April							nicht beprobt								
Mai	27,9	0	0	0	0,2	0	0	0	5,4	21,2	0	0	0	0,4	55,1
Juni	25,1	0	0	0,2	0,2	0	0	0	0,8	1,0	0	0	0,7	0,9	28,9
Juli	4,9	0,3	0	0	1,1	0	0	0	5,7	1,9	0	0	0,2	1,8	15,7
August	13,9	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,4	14,7
September	3,6	0,2	0	0	0,5	0	0	0	2,5	1,5	0	0	0	0,2	8,6
Oktober	0,9	0	0	0	0,1	0	0	0	12,3	0,7	0	0	0,6	2,0	16,6
Pelagial Hypolimnion															
April	0	0,3	0	0,1	1,6	0,1	0	0	4,5	1,6	0	0	0,1	0,5	8,8
Mai	0,2	0	0	0	0	0,4	0	0	8,9	3,5	0	0	0	0,6	13,5
Juni	0,2	0	0	0	0	0	0	1,5	3,1	0	0	0	0	0,1	5,0
Juli	11,2	0	0	0	0	0	0	0	11,5	0	0	0	0	0,1	22,8
August	1,3	0	0	0	0	0	0	0	19,3	0	0	0	0	0	20,6
September	0,2	0	0	0	0	0	0	0	13,3	0	0	0	0	0,3	13,8
Oktober	0	0	0	0	0	0	0	3,3	7,5	1,1	0	0	0	2,0	13,8

Tab. A4: Mittlere nächtliche Einheitsfänge (Biomasse (g)/(260 m² Netzfläche × Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen im pH-neutralen Bereich des Senftenberger Sees im Jahr 1998 (Erläuterung der Abkürzungen in Tab. A3).

	ba	bl	dö	fo	gü	he	ka	kb	ma	pl	rf	uk	we	za	Gesamt- ergebnis
Phytal															
April	411	27	0	0	385	3473	361	2	0	6578	525	12	0	0	12022
Mai	3636	35	0	0	480	843	401	0	0	666	759	24	0	172	14898
Juni	369	38	0	0	802	1368	1164	0	0	1616	1247	0	553	0	7508
Juli	1183	0	22	0	420	1081	0	0	0	800	1587	0	0	931	6222
August	842	78	0	0	385	354	0	0	0	279	2407	0	0	0	4345
September	747	0	0	0	66	1776	0	0	0	408	2491	0	0	0	5488
Oktober	431	0	0	0	293	1070	0	0	0	442	734	0	0	0	2969
Flaches Litoral															
April	1255	11	0	256	146	648	1072	46	0	5638	147	0	0	403	10775
Mai	1906	70	21	0	865	17	537	47	14	2302	33	0	0	645	7282
Juni	3208	93	0	87	480	244	0	16	0	4511	10	0	0	254	9743
Juli	1438	29	0	0	308	0	0	17	0	2422	20	0	0	514	4748
August	5195	98	0	0	541	218	0	38	0	6517	541	0	391	950	15373
September	3121	25	16	0	101	135	0	25	0	3987	812	0	0	825	9423
Oktober	2471	28	29	0	20	8	0	29	0	4437	27	0	373	378	8060
Tiefes Litoral															
April	975	51	18	0	270	149	0	96	120	2139	0	0	0	1238	5223
Mai	2956	18	0	0	454	281	0	59	230	2917	0	0	0	1108	8189
Juni	5598	52	0	65	22	0	0	17	0	1257	0	0	0	837	8319
Juli	4785	22	0	0	207	0	0	39	0	2251	0	0	285	106	7893
August	3680	80	0	0	340	0	0	19	0	2785	0	0	0	529	8155
September	4329	99	0	0	198	768	0	18	174	5520	0	0	0	2387	14393
Oktober	693	65	0	0	203	0	0	30	350	2782	0	0	0	974	5684
Profundal															
April	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4
Mai	0	35	0	0	0	0	0	6	107	108	0	0	0	0	1544
Juni	181	0	0	0	0	0	0	0	602	0	0	0	0	0	783
Juli	0	0	0	0	0	0	0	0	290	0	0	0	0	0	2903
August	108	0	0	0	0	0	0	0	108	0	0	0	0	410	1607
September							nicht beprobt								
Oktober	0	48	0	0	280	0	0	12	321	0	0	0	0	227	1328
Pelagial Epilimnion oben															
April	133	16	0	11	110	52	0	0	747	991	0	0	0	792	2998
Mai	2395	73	0	69	175	0	128	0	379	1193	6	36	0	266	5379
Juni	1619	10	0	207	10	0	0	0	64	716	0	0	109	222	4041
Juli	163	0	86	73	0	0	0	0	51	346	0	0	0	440	1159
August	518	31	12	0	115	0	0	0	4	642	0	0	0	0	1721
September	132	59	45	237	0	0	0	0	150	135	0	0	0	530	1693
Oktober	51	0	51	149	0	0	0	2	136	92	0	0	0	585	2763
Pelagial Epilimnion unten															
April							nicht beprobt								
Mai	2873	0	0	0	63	0	0	0	311	5012	0	0	0	92	8351
Juni	3344	0	0	41	30	0	0	0	45	121	0	0	116	551	5299
Juli	667	27	0	0	163	0	0	0	104	399	0	0	309	283	2200
August	1146	0	0	0	18	0	0	0	0	59	0	0	0	251	1475
September	116	55	0	0	7	0	0	0	201	351	0	0	0	127	856
Oktober	79	0	0	0	31	0	0	0	676	85	0	0	870	2187	3929
Pelagial Hypolimnion															
April	0	13	0	35	138	133	0	0	404	279	0	0	309	494	1929
Mai	50	0	0	0	0	174	0	0	114	824	0	0	0	463	2661
Juni	32	0	0	0	0	0	0	11	206	0	0	0	0	145	393
Juli	1386	0	0	0	0	0	0	0	135	0	0	0	0	173	2911
August	351	0	0	0	0	0	0	0	826	0	0	0	0	0	1176
September	27	0	0	0	0	0	0	0	142	0	0	0	0	195	1648
Oktober	0	0	0	0	0	0	0	17	640	28	0	0	0	1862	2547

Tab. A5: Mittlere numerische Einheitsfänge **tagsüber** (Individuenzahl/(260 m² Netzfläche × Tag)) in den verschiedenen Habitattypen im pH-neutralen Bereich des Senftenberger Sees im Jahr 1998 (Erläuterung der Abkürzungen in Tab. A3).

	ba	bl	dö	fo	gü	he	ka	kb	ma	pl	rf	uk	we	za	Gesamt- ergebnis
Phytal															
April	6,7	0	0	1,1	18,2	0,4	0	0	0	52,0	11,1	0	0	0	89,4
Mai	42,9	1,4	0	0	1,1	0	0	0	0	19,7	5,8	0	0	0	70,9
Juni	11,7	0	0	0	6,0	1,0	0	0	0	121,3	6,3	0	0	0	146,8
Juli	19,3	0	0	0	4,9	0	0	0	0	54,5	2,4	0	0	0	81,1
August	28,1	0,5	0	0	0	1,1	0,3	0	0	35,7	0	0	0	0	65,7
September	72,4	0	0	0	0	1,9	0	0	0	130,6	13,6	0	0	0	218,5
Oktober	35,8	0	0	0	2,1	1,0	0	0	0	33,6	0	0	0	0	72,4
Flaches Litoral															
April	17,7	0	0	0	0	0,3	0	0,3	0	3,7	0	0	0	0,1	22,6
Mai	11,5	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,8	12,6
Juni	55,0	0	0	0	0	0	0	1,8	0	4,7	0	0	0	0	61,6
Juli	28,9	0,3	0	0	0	0	0	0	0	6,7	0	0	0	0	36,3
August	159,7	0,3	0	0	0	0	0	0	0	3,8	0	0	0	0	163,8
September	147,9	0,2	0	0	0	0	0	0	0	38,1	0	0	0	0	186,4
Oktober	68,8	0	0	0	0	0	0	0	0	22,9	0	0	0	0	91,7
Tiefes Litoral															
April	19,7	0	0	0	0	0	0	2,3	0	18,6	0	0	0	0	40,6
Mai	54,4	0	0	0	0	0	0	0	0	17,7	0	0	0	0	72,1
Juni	88,7	0,3	0	0	0	0	0	0	0	9,7	0	0	0	1,1	99,8
Juli	61,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	62,0
August	24,3	0	0	0	0	0	0	2,9	0	0	0	0	0	0	27,2
September	12,7	0	0	0	0	0	0	0,7	0	0	0	0	0	0	13,4
Oktober	14,8	0,6	0,1	0	0	0,2	0	7,6	0	23,3	0	0	0	0,9	47,5
Profundal															
April										nicht beprobt					
Mai										nicht beprobt					
Juni										nicht beprobt					
Juli										nicht beprobt					
August	0	0	0	0	0	0	0	2,1	1,2	0	0	0	0	0	3,3
September										nicht beprobt					
Oktober										nicht beprobt					
Pelagial Epilimnion oben															
April	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,4	0	0	0	0	0,9
Mai	19,1	0,3	0	0	0	0	0	0	1,7	0	0	0	0	0	21,1
Juni	10,9	0	0	0,4	0	0	0	0	4,6	0	0	0	0,4	0	16,3
Juli	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,5
August	47,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47,0
September	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oktober	0	0	0	0	0	0	0	0	1,8	0,8	0	0	0	0	2,6
Pelagial Epilimnion unten															
April										nicht beprobt					
Mai	16,6	2,4	0	0	0	0	0	0	0	11,5	0	0	0	0	30,5
Juni	9,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,4
Juli	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4
August	60,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60,1
September	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0,6
Oktober	0	0	0	0	0	0,1	0	0	1,5	0	0	0	0	0	1,6
Pelagial Hypolimnion															
April	0,4	0	0	0	2,1	0,2	0	0	0	2,3	0	0	0	0	5,1
Mai	1,3	0	0	0	0	0	0	0,7	0	5,4	0	0	0	0	7,4
Juni	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0	1,3
Juli	0,6	0	0	0	0	0	0	0	3,0	0	0	0	0	0	3,6
August	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
September	1,0	0	0	0	0	0	0	0	14,0	0	0	0	0	1,2	16,2
Oktober	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0,2

Tab. A6: Mittlere Einheitsfänge tagsüber (Biomasse (g)/(260 m² Netzfläche × Nacht)) in den verschiedenen Habitattypen im pH-neutralen Bereich des Senftenberger Sees im Jahr 1998 (Erläuterung der Abkürzungen in Tab. A3).

	ba	bl	dö	fo	gü	he	ka	kb	ma	pl	rf	uk	we	za	Gesamt- ergebnis
Phytal															
April	18	0	0	295	289	929	0	0	0	996	391	0	0	0	2917
Mai	855	935	0	0	169	0	0	0	0	186	400	0	0	0	2545
Juni	156	0	0	0	39	706	0	0	0	690	159	0	0	0	1751
Juli	366	0	0	0	137	0	0	0	0	752	111	0	0	0	1367
August	171	3	0	0	0	92	568	0	0	191	0	0	0	0	1025
September	309	0	0	0	0	598	0	0	0	601	1134	0	0	0	2641
Oktober	132	0	0	0	32	28	0	0	0	237	0	0	0	0	429
Flaches Litoral															
April	1079	0	0	0	4	449	0	2	0	530	0	0	0	96	2160
Mai	468	0	0	0	56	0	0	0	0	59	0	0	0	267	850
Juni	1700	0	0	0	0	0	0	9	0	615	0	0	0	0	2325
Juli	1659	45	0	0	0	116	0	0	0	180	0	0	0	0	1999
August	1331	247	0	0	0	0	0	0	0	570	0	0	0	0	2147
September	2325	136	0	0	0	60	0	0	0	203	0	0	0	0	2724
Oktober	470	0	0	0	0	0	0	0	0	198	0	0	0	0	668
Tiefes Litoral															
April	1842	0	0	0	0	0	0	21	0	3293	0	0	0	0	5155
Mai	5432	0	0	0	0	0	0	0	0	3954	0	0	0	0	9386
Juni	9586	62	0	0	0	0	0	0	0	1807	0	0	0	1548	13004
Juli	5807	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	364	6171
August	3140	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3144
September	1739	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1741
Oktober	1238	60	197	0	0	656	0	44	0	4778	0	0	0	126	7099
Profundal															
April								nicht beprobt							
Mai								nicht beprobt							
Juni								nicht beprobt							
Juli								nicht beprobt							
August	0	0	0	0	0	0	0	28	48	0	0	0	0	0	76
September								nicht beprobt							
Oktober								nicht beprobt							
Pelagial Epilimnion oben															
April	47	0	0	0	0	0	0	0	33	78	0	0	0	0	158
Mai	1962	201	0	0	0	0	0	0	170	0	0	0	0	0	2332
Juni	1156	0	0	262	0	0	0	0	133	0	0	0	702	0	2253
Juli	204	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	204
August	1622	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1622
September	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oktober	0	0	0	0	0	0	0	0	158	53	0	0	0	0	211
Pelagial Epilimnion unten															
April								nicht beprobt							
Mai	1836	353	0	0	0	0	0	0	0	2944	0	0	0	0	5133
Juni	1200	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1200
Juli	0	0	0	107	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	107
August	2457	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2457
September	67	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	0	0	89
Oktober	0	0	0	0	0	382	0	0	124	0	0	0	0	0	505
Pelagial Hypolimnion															
April	23	0	0	0	112	139	0	0	0	490	0	0	0	0	764
Mai	272	0	0	0	0	0	0	4	0	1272	0	0	0	0	1548
Juni	163	0	0	0	0	0	0	0	55	0	0	0	0	0	218
Juli	123	0	0	0	0	0	0	0	381	0	0	0	0	0	504
August	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
September	202	0	0	0	0	0	0	0	1258	0	0	0	0	1607	3067
Oktober	0	0	0	0	0	0	0	0	43	0	0	0	0	0	43